



**HAL**  
open science

## Análise do ciclo de vida na produção de suínos: efeito da redução do conteúdo de proteína bruta da dieta

Alessandra Monteiro

### ► To cite this version:

Alessandra Monteiro. Análise do ciclo de vida na produção de suínos: efeito da redução do conteúdo de proteína bruta da dieta. Life Sciences [q-bio]. Universidade Estadual de Maringá, 2017. Portuguese. NNT: . tel-02788472

**HAL Id: tel-02788472**

**<https://hal.inrae.fr/tel-02788472v1>**

Submitted on 5 Jun 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - ShareAlike 4.0 International License

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA NA PRODUÇÃO DE  
SUÍNOS: EFEITO DA REDUÇÃO DO CONTEÚDO DE  
PROTEÍNA BRUTA DA DIETA

Autora: Alessandra Nardina Trícia Rigo Monteiro

Orientador: Prof. Dr. Paulo Cesar Pozza

Coorientador: Dr. Jean-Yves Dourmad

MARINGÁ  
Estado do Paraná  
Março – 2017

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

ANÁLISE DO CICLO DE VIDA NA PRODUÇÃO DE  
SUÍNOS: EFEITO DA REDUÇÃO DO CONTEÚDO DE  
PROTEÍNA BRUTA DA DIETA

Autora: Alessandra Nardina Trícia Rigo Monteiro  
Orientador: Prof. Dr. Paulo Cesar Pozza  
Coorientador: Dr. Jean-Yves Dourmad

Tese apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de DOUTORA EM ZOOTECNIA, no Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Estadual de Maringá - Área de concentração Produção Animal.

MARINGÁ  
Estado do Paraná  
Março – 2017

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
(Biblioteca Central - UEM, Maringá – PR., Brasil)

M775a Monteiro, Alessandra Nardina Trícia Rigo  
Análise do ciclo de vida na produção de suínos :  
efeito da redução do conteúdo de proteína bruta da  
dieta / Alessandra Nardina Trícia Rigo Monteiro. --  
Maringá, 2017.  
xxii, 127 f. : il. col., figs., tabs.  
  
Orientador: Prof. Dr. Paulo Cesar Pozza.  
Coorientador: Prof. Dr. Jean-Yves Dourmad.  
Tese (doutorado) - Universidade Estadual de  
Maringá, Centro de Ciências Agrárias, 2017  
  
1. Suínos - Produção - Impacto ambiental. 2.  
Suínos - Produção - Emissão de carbono. 3. Meio  
ambiente - Alimentação de suínos. 4. Modelos de  
predição - Impacto ambiental - Produção de suínos.  
5. Nitrogênio - Meio ambiente - Produção de suínos.  
I. Pozza, Paulo Cesar, orient. II. Dourmad, Jean-  
Yves, coorient. III. Universidade Estadual de  
Maringá. Centro de Ciências Agrárias. III. Título.

CDD 23.ed. 636.4

GVS-003717



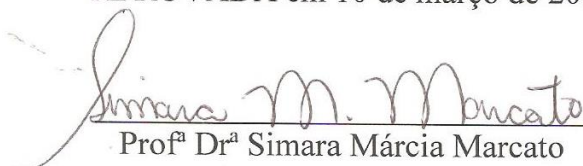
UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

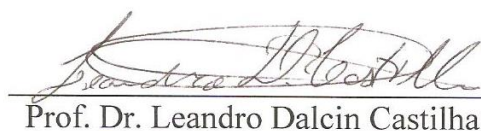
**ANÁLISE DO CICLO DE VIDA NA PRODUÇÃO DE  
SUÍNOS: EFEITO DA REDUÇÃO DO CONTEÚDO DE  
PROTEÍNA BRUTA DA DIETA**

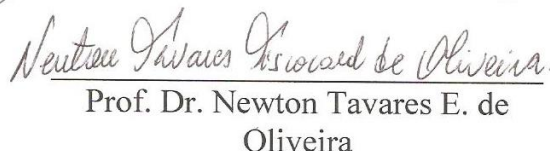
Autora: Alessandra Nardina Tricia Rigo Monteiro  
Orientador: Prof. Dr. Paulo César Pozza

TITULAÇÃO: Doutora em Zootecnia - Área de Concentração Produção  
Animal

APROVADA em 10 de março de 2017.

  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simara Márcia Marcato

  
Prof. Dr. Leandro Dalcin Castilha

  
Prof. Dr. Newton Tavares E. de  
Oliveira

  
Prof. Dr. Luciano Hauschild

  
Prof. Dr. Paulo César Pozza  
(Orientador)

« Se as coisas são inatingíveis... ora!  
Não é motivo para não querê-las...  
Que tristes os caminhos, se não fora  
A presença distante das estrelas! »

Das utopias ~ Mario Quintana

Aos meus pais, Helena Rigo e Alexandre Monteiro, por me darem seus exemplos e por me ensinarem a voar. Por mostrarem que o estudo seria o único bem que ninguém conseguiria tirar de mim. Eu não chegaria tão longe sem vocês!

“Não foi à toa que eu nasci para voar”

Aos meus irmãos, Shirlei Maria Monteiro, Sidnei José Monteiro, Rozi Monteiro Lourenço, Lídia Beatriz dos Santos Oliveira, que mesmo longe sempre se fizeram presentes e, em especial, ao meu sobrinho Miguel Monteiro Lourenço, que trouxe ainda mais alegria à minha vida.

Com amor, dedico.

## AGRADECIMENTOS

À CAPES, pela concessão das bolsas de doutorado e de doutorado sanduíche, e ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Estadual de Maringá e ao corpo docente do Programa, pela oportunidade de realizar esta etapa acadêmica;

Ao meu orientador, professor Dr. Paulo Cesar Pozza, por ter acreditado em meu sonho e oportunizar sua realização. Pela imensa disponibilidade e orientação durante estes três anos, que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho;

Ao meu coorientador, Dr. Jean-Yves Dourmad, pela paciência e orientação na condução desta pesquisa. Meu agradecimento especial, pela calorosa recepção que recebi de toda a família Dourmad e pela sincera amizade, as quais fizeram com que eu me sentisse em casa. Conviver com vocês foi a melhor parte de estar na França;

À Florence Garcia-Launay, Ludovic Brossard e Aurélie Wilfart, pela enorme contribuição a esta pesquisa. À Florence e Ludovic, meu muito obrigada também pela acolhida, pelo incansável auxílio – inclusive com o francês, pelos risos compartilhados, conselhos e pela amizade construída;

Aos colegas e amigos de grupo de pesquisa, Alcides da Costa, André Partyka, Leonardo Ferreira, Lucas Esteves, Lucas Bonagurio, Tiago Pasquetti e, em especial, Cleiton Sangali, pela amizade que criamos nestes anos, pelos momentos de crescimento, apoio e demonstrações de companheirismo;



Às amigas do #apto32, Marcelise Facchinelo, Taciana Bruxel e Francielly Fernanda, e às do setor de suínos, Camila de Araújo, Laura Diaz-Huepa e Natália Sitanaka, pelos bons momentos dentro e fora do meio acadêmico, pela cumplicidade e amizade. Vocês deixaram a minha trajetória mais alegre!

Aos professores membros da banca de qualificação e defesa, Drs. Ferenc I. Bánkuti, Júlio C. Damasceno, Luciano Hauschild, Newton T. E. de Oliveira, pela contribuição à tese e, em especial, Leandro D. Castilha e Simara M. Marcato, pelo apoio profissional e pessoal em tantos momentos desta jornada;

Aos funcionários da Fazenda Experimental de Iguatemi, cujo auxílio foi essencial para a condução dos experimentos deste projeto;

Aos vários amigos e funcionários do Institut National de la Recherche Agronomique, em especial Ana Isabel, Cecília, Eunice, Graciele, Hélène, João Gabriel, J. Alberto, Rosa, Magdaleda, Paulo Henrique, Rémy e Tiago. Obrigada pelos maravilhosos momentos compartilhados. Vocês foram incríveis! À Maëva Jégou, meu agradecimento especial, pela amizade que continua mesmo do outro lado do Atlântico;

Aos professores Drs. Marson B. Warpechowski e Alexandre M. Kessler, por proporcionarem meu crescimento pessoal e profissional na graduação e no mestrado;

Às muitas pessoas maravilhosas que tive a oportunidade de conhecer e conviver durante a minha jornada acadêmica na Universidade Federal do Paraná, Embrapa Suínos e Aves, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Universidade Estadual de Maringá Institut National de la Recherche Agronomique, minha sincera admiração e gratidão.

A todos vocês, muito obrigada!

## BIOGRAFIA

Alessandra Nardina Tricia Rigo Monteiro, filha de Alexandre Monteiro e Helena Rigo, nasceu na cidade de Concórdia, em Santa Catarina, no dia 17 de maio de 1988.

Ingressou no Curso de Zootecnia da Universidade Federal do Paraná em fevereiro de 2007. Durante a graduação foi bolsista de iniciação científica no Laboratório de Sistematização, Análise e Modelagem em Produção Animal. Obteve o título de Bacharel em Zootecnia em fevereiro de 2012.

Em abril de 2012, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, área de concentração em Produção Animal. Realizou a parte experimental do projeto de mestrado em parceria com a Embrapa Suínos e Aves. Em fevereiro de 2014, obteve o título de Mestre em Zootecnia.

Em março de 2014, ingressou no doutorado em Produção Animal do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Estadual de Maringá. De dezembro de 2014 a novembro de 2015, recebeu bolsa de doutorado sanduíche pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, para a realização do estágio doutoral no Institut National de la Recherche Agronomique, em Saint-Gilles, França. Submeteu-se ao Exame Geral de Qualificação em dezembro de 2016 e, em março de 2017, submeteu-se à defesa da tese.

## ÍNDICE

	Página
RESUMO.....	xvii
ABSTRACT.....	xx
I – INTRODUÇÃO.....	1
1. Como alimentar uma população crescente em tempos de mudança climática? ....	3
2. Produção de suínos e o meio ambiente.....	6
3. Ciclo do nitrogênio e seu impacto no ecossistema .....	8
4. Alimentação de suínos como chave para a produção sustentável de carne .....	11
5. Análise do ciclo de vida como ferramenta na avaliação do impacto ambiental ..	15
5.1. Definição do objetivo e escopo do estudo.....	16
5.2. Análise do inventário de ciclo de vida .....	17
5.2.1. Alocação .....	17
5.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida .....	18
5.3.1. Escolha das categorias de impacto .....	19
5.4. Interpretação do ciclo de vida .....	20
5.5. Limitações do método .....	21
5.6. Utilização da análise do ciclo de vida na produção de suínos .....	22
5.6.1. Produção de rações .....	22

5.6.2. Alojamento .....	24
5.6.3. Manejo de dejetos.....	25
5.6.4. Análise do ciclo de vida e proteína bruta na dieta.....	27
6. Perspectivas .....	29
LITERATURA CITADA .....	31
II – OBJETIVOS .....	41
III – Dietary crude protein reduction for starter pigs lessens the land occupation impact .....	42
Introduction.....	43
Material and methods.....	44
Results.....	51
Discussion.....	53
Conclusions.....	59
References.....	60
IV – Validating predicted data used in life cycle assessment of piglets receiving reduced dietary crude protein .....	73
Introduction.....	74
Material and methods.....	75
Results.....	80
Discussion.....	81
Conclusions.....	87
References.....	87
V – Effect of crude protein reduction on environmental impacts of pig fattening: evaluation through life cycle assessment.....	100
Introduction.....	101
Material and Methods .....	102
Results.....	108

Discussion.....	110
Conclusions.....	113
References.....	114
VI – CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	126

## LISTA DE TABELAS

	Página
<b>Capítulo I</b>	
Tabela 1. Alocação econômica do processo de fracionamento do petróleo (Guinée et al., 2002).....	18
Tabela 2. Principais categorias de impacto usadas na análise de ciclo de vida.....	20
Tabela 3. Impacto ambiental dos principais ingredientes utilizados na dieta de suínos de acordo com a análise do ciclo de vida (dados por kg de alimento).....	23
Tabela 4. Impacto de diferentes estratégias de alimentação e nutrição sobre o pontencial de aquecimento global (PAG), potencial de eutrofização (EU) e potencial de acidificação (AC) decorrentes de diferentes sistemas de produção de suínos.	27
 <b>Capítulo III</b>	
Tabela 1. Ingredients, chemical composition and environmental impacts of diets with reduction on crude protein level .....	66
Tabela 2. Performance, backfat thickness and muscle depth (longissimus thoracis) of piglets fed diets with different contents in crude protein and amino acid supplementation .....	68
Tabela 3. Nitrogen and phosphorus balance of piglets fed diets with different contents in crude protein and amino acid supplementation .....	69

Tabela 4. Potential environmental impacts, per kg of body weight gain, of piglets from 15 to 30 kg, fed diets with different contents in crude protein and amino acid supplementation .....	70
---	----

## Capítulo IV

Tabela 1. Ingredients, chemical composition and environmental impacts of diets with reduction on crude protein level .....	94
Tabela 2. Performance, backfat thickness, muscle depth (longissimus thoracis) and nitrogen and phosphorus balance of piglets fed diets with different contents in crude protein and amino acid supplementation .....	96
Tabela 3. Potential environmental impacts, per kg of body weight gain, of piglets from 15 to 30 kg, fed diets with different contents in crude protein and amino acid supplementation .....	97
Tabela 4. A posteriori Bayesian estimates of difference between predicted (InraPorc®) and observed (essays) for performance, excretion and life cycle impact data .....	98

## Capítulo V

Tabela 1. Parameters used to describe animal profiles in InraPorc® <sup>1</sup> .....	120
Tabela 2. Minimum limits of nutritional parameters for feed formulation .....	121
Tabela 3. Performance and nitrogen and phosphorus balance of growing-finishing pigs fed without amino acid addition (noAA), with amino acid addition and minimal crude protein constraints (withAA) and with amino acid without any crude protein constraint (lowCP) .....	122
Tabela 4. Potential environmental impacts at the farm gate, per kg of body weight gain, of growing-finishing pigs fed without amino acid addition (noAA), with amino acid addition and minimal crude protein constraints (withAA) and with amino acid without any crude protein constraint (lowCP) .....	123

## LISTA DE FIGURAS

	Página
Capítulo I	
Figura 1. Dinâmica de expansão do consumo mundial de carnes e do consumo mundial de carne suína, de acordo com o crescimento populacional entre os anos de 1960 e projeções para 2050 (FAO, 2003; Alexandratos e Bruinsma, 2012).....	4
Figura 2. Emissão anual de dióxido de carbono equivalente (CO <sub>2</sub> -eq.) proveniente de diferentes setores produtivos (Gerber et al., 2013).....	6
Figura 3. Emissões de gases geradas pela cadeia suinícola oriundas da alimentação (tons de verde), alojamento (tons de azul) e manejo de efluentes (tons de laranja) (Gerber et al., 2013).....	7
Figura 4. Diferentes cenários de produção de nitrogênio reativo (A) e o impacto de cada uma destes cenários para o ano de 2100 (B). Os cenários A1, A2, B1 e B2 foram construídos a partir dos cenários de emissão propostos pelo IPCC (2000), adaptado de Erisman et al. (2008).....	10
Figura 5. Consumo, utilização e perdas de nitrogênio por suínos aos 152 kg, consumindo dieta com 12% de proteína bruta e 13,32 MJ/kg de energia metabolizável (elaborado a partir de Galassi et al., 2010).....	12
Figura 6. Visão global do metabolismo proteico (adaptado de Nelson & Cox, 2014)...	13



- Figura 7. Efeito da mudança do conteúdo de proteína bruta da dieta sobre a excreção de nitrogênio por suínos. .... 14
- Figura 8. Relação entre os elementos de uma análise do ciclo de vida (ISO, 2006). .... 21
- Figura 9. Análise do ciclo de vida de diferentes sistemas de produção de suínos (em porcentagem do sistema convencional): A, dados analisados por hectare de terra utilizada; B, dados analisados por kg de peso vivo. PAG, potencial de aquecimento global, EU, potencial de eutrofização; AC, potencial de acidificação; DAE, demanda acumulada de energia; OT, ocupação de terra (Dourmad et al., 2014). .... 25
- Figura 10. Análise do ciclo de vida da produção de suínos: A, impacto de cada etapa produtiva, em porcentagem do impacto ambiental total da produção; B, impacto do sistema de manejo de dejetos, em porcentagem do manejo de dejetos líquidos. PAG, potencial de aquecimento global, EU, potencial de eutrofização; AC, potencial de acidificação; DAE, demanda acumulada de energia; OT, ocupação de terra (Cherubini et al., 2015). .... 26
- Figura 11. Análise do ciclo de vida da produção de dietas (A) sem a inclusão de aminoácidos industriais (Sem AA), com aminoácidos industriais (Com AA) e com aminoácidos e redução do nível de proteína bruta (Baixa PB), e da produção de suínos (B). Impactos são expressos em porcentagem da dieta 'Sem AA'. PAG, potencial de aquecimento global, EU, potencial de eutrofização; AC, potencial de acidificação; DAE, demanda acumulada de energia; OT, ocupação de terra (Monteiro et al., 2016). .... 29

### Capítulo III

- Figura 1. System boundaries of starting pig production in South Brazil, from 15 to 30 kg, with main processes for the production of crop inputs, crop production, production of feed ingredients and feeds, and pig production .....71
- Figura 2. Relative contribution of the different processes (%) to impacts on global warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP), cumulative energy demand (CED), terrestrial ecotoxicity (TE) and land occupation (LO). .....72

### Capítulo IV

- Figura 1. System boundaries of starting pig production in South Brazil, from 15 to 30 kg, with main processes for the production of crop inputs, crop production, production of feed ingredients and feeds, and pig production .....99
- Figura 2. Predicted (dotted line) and observed (continuous line) for the average daily gain (predicted =  $0.7009 + 0.0017*CP$ ; observed =  $0.7675 - 0.0021*CP$ ), nitrogen excreted (predicted =  $- 8.1188 + 1.12*CP$ ; observed =  $0.1549 + 0.7426*CP$ ), global warming potential (predicted =  $1.6755 - 0.0077*CP$ ; observed =  $1.836 - 0.004*CP$ ) and eutrophication potential (predicted =  $7.7614 + 0.1843*CP$ ; observed =  $5.1256 + 0.31*CP$ ) .....100

### Capítulo V

- Figura 1. System boundaries of growing-finishing pig production in South Brazil, from 30 to 115 kg, with main processes for the production of crop inputs, crop production, production of feed ingredients and feeds, and pig production ....124
- Figura 2. Relative contribution of the different processes (%) to impacts on global warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP), cumulative energy demand (CED), terrestrial ecotoxicity (TE) and land occupation (LO) .....125

## LISTA DE ABREVIATURAS

AA	Aminoácidos
AAI	Aminoácidos industriais
ABC	Agricultura de Baixo Carbono
AC	Potencial de Acidificação
ACV	Análise do Ciclo de Vida
ADFI	Average daily feed intake
ADG	Average daily gain
AOAC	Association of Official Analytical Chemists
AP	Acidification Potential
baixaPB	Dieta de baixa proteína bruta
BW	Body weight
BWG	Body weight gain
CED	Cumulative energy demand
CH <sub>4</sub>	Metano
CIr	Credibility interval
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
comAA	Dieta com inclusão de aminoácidos industriais
COP	Conferência das Partes de Mudanças Climáticas
CP	Crude protein
Cu	Cobre
DAE	Demanda acumulada de energia
DCB	Dicloro benzeno
ECO	Ecotoxicidade terrestre
EP	Eutrophication Potential
EPA	Environmental Protection Agency
EU	Potencial de Eutrofização
FAO	Food and Agricultural Organization
FATMA	Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina
FCR	Feed conversion ratio
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
IAA	Industrial amino acids
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICr	Intervalo de credibilidade
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change

ISO	International Organization for Standardization
K	Potássio
LCA	Life Cycle Assessment
LD	Landrace
LO	Land occupation
lowCP	Low crude protein diets
LUC	Land-use change
LW	Large White
MCMC	Monte Carlo Markov Chain
ME	Metabolizable energy
MFE	Mineral fertilizer equivalency
MJ	Megajoule
N	Nitrogênio
N <sub>2</sub>	Gás nitrogênio
N <sub>2</sub> O	Óxido nitroso
NH <sub>3</sub>	Amônia
NH <sub>4</sub>	Amônio
NIRS	Near-infrared spectroscopy
NO <sub>2</sub>	Nitrito
NO <sub>3</sub>	Nitrato
noAA	Diet without industrial amino acids
NO <sub>x</sub>	Óxido de nitrogênio
Nr	Nitrogênio reativo
NRC	National Research Council
OT	Ocupação de terra
P	Fósforo
PAG	Potencial de Aquecimento Global
PB	Proteína bruta
PD	Potential for protein deposition
PIB	Produto Interno Bruto
PO <sub>4</sub>	Fosfato
semAA	Dieta sem inclusão de aminoácidos industriais
SID	Standardized ileal digestibility
SO <sub>2</sub>	Dióxido de enxofre
Tg	Milhões de toneladas
withAA	Diet with industrial amino acids
Zn	Zinco

## RESUMO

O objetivo proposto neste trabalho foi calcular o impacto ambiental da produção de suínos, recebendo dietas com diferentes níveis de proteína bruta (PB), por meio da análise do ciclo de vida (ACV), e confrontar dados estimados e observados, utilizados como entradas e saídas de uma ACV, por meio da abordagem bayesiana. No primeiro trabalho, foram realizados dois experimentos. No Experimento I (desempenho dos 15 aos 30 kg), 28 leitões machos castrados, com peso médio inicial de  $15,3 \pm 1,5$  kg, foram distribuídos em um delineamento em blocos casualizados, com quatro tratamentos, sete repetições e um animal por unidade experimental. No Experimento II (balanço de nitrogênio e fósforo dos 15 aos 30 kg), 20 leitões machos castrados, com peso médio inicial de  $21,4 \pm 1,62$  kg, foram distribuídos em um delineamento em blocos casualizados com quatro tratamentos, cinco repetições e um animal por unidade experimental. Os tratamentos consistiram de quatro dietas nas quais o teor de PB foi reduzido em um ponto percentual (19,24; 18,24; 17,24 e 16,24%), sendo atendidas as exigências de aminoácidos digestíveis por meio da adição de L-lisina, DL-metionina, L-treonina, L-triptofano, L-valina e L-isoleucina. A partir dos dados obtidos nos Experimentos I e II, determinou-se o impacto ambiental da produção de suínos na fase inicial, através da ACV, para as categorias potencial de aquecimento global (PAG), potencial de acidificação (AC), potencial de eutrofização (EU), demanda acumulada de energia (DAE), ecotoxicidade terrestre (ECO) e ocupação de terra (OT). Houve redução linear na ingestão de nitrogênio e fósforo, bem como na excreção de nitrogênio, com a redução dos níveis de PB da dieta. A excreção total de nitrogênio reduziu 0,238 g/d para cada 1 g de redução no consumo diário de nitrogênio. Entretanto, não se observou diferenças ( $P > 0,05$ ) para as variáveis PAG, AC, EU, DAE e ECO. Para a categoria OT, observou-se uma redução ( $P = 0,078$ ) do impacto com a diminuição do conteúdo de PB

da dieta, que foi 8% inferior na dieta com 16,24% de PB, comparada à dieta com 19,24% de PB. No segundo trabalho, a ACV foi calculada a partir de dados de desempenho e excreção de nutrientes estimados a partir do software InraPorc®. Os tratamentos consistiram-se das mesmas dietas experimentais utilizadas no primeiro trabalho. O desempenho e a excreção dos suínos, dos 15 aos 30 kg, foi simulada em cada um dos níveis de PB, utilizando-se o modelo InraPorc®. Os dados estimados e observados foram comparados de forma pareada, por meio da análise bayesiana. Houve redução na excreção de nitrogênio e fósforo em 15% e 21%, respectivamente, ao passar da dieta com maior nível de PB, comparada com a de menor nível. Da mesma forma, observou-se redução de 4% no impacto sobre AC e EU, e de 8% sobre a OT, comparando a dieta de 19,24 com a de 16,24% de PB. Entretanto o impacto sobre as variáveis PAG, DAE e ECO aumentou à medida que o conteúdo de PB foi reduzido. A análise bayesiana indicou similaridade ( $0 \leq \text{ICr}$ ) entre observado e estimado para os dados de consumo de ração, fósforo excretado, e as categorias de impacto DAE, ECO e OT. No terceiro trabalho, a metodologia de ACV foi aplicada para animais nas fases de crescimento e terminação. Foi criada uma população virtual de 1000 fêmeas e 1000 machos castrados, a partir de parâmetros de crescimento e consumo de ração obtidos em experimentos previamente realizados. Três formulações foram avaliadas: dieta sem aminoácidos industriais (SemAA); com utilização de aminoácidos e nível mínimo de PB (ComAA); e com inclusão de aminoácidos e sem nível mínimo de PB (Baixa PB). O desempenho e a excreção dos suínos, dos 30 aos 115 kg, foi simulada em cada um dos cenários de utilização de aminoácidos, utilizando-se o modelo InraPorc® população, levando-se em conta a variabilidade entre os animais. Houve redução na excreção de nitrogênio à medida que foram incorporados aminoácidos às dietas. Entretanto, houve aumento do impacto sobre a categoria PAG, cujo menor valor foi observado para dietas SemAA (2,38 kg CO<sub>2</sub>-eq.). O mesmo foi observado para as categorias DAE e ECO, cujo impacto aumentou 9 e 8%, respectivamente, ao passar de uma dieta SemAA para uma dieta BaixaPB. Contrariamente, os valores de AC e EU foram significativamente reduzidos em 11 e 13%, respectivamente, no cenário BaixaPB. Da mesma forma, o impacto sobre OT foi reduzido em quase 7% quando se aumentou a incorporação de aminoácidos na dieta. Conclui-se que a redução dos níveis proteicos da dieta foi eficiente para diminuir a excreção total de nitrogênio, tanto experimentalmente, quanto por meio de simulação computacional. Entretanto, para variáveis de impacto ambiental modeladas por meio da ACV, esta redução trouxe benefícios ambientais para a OT

(dados observados experimentalmente). Para os dados estimados, a redução da PB da dieta reduz o impacto sobre as variáveis dependentes da excreção de nitrogênio, como AC e EU, e estes dados estimados são similares ao observado para as categorias de impacto DAE, ECO e OT.

**Palavras-chave:** emissão de carbono, meio ambiente, modelagem, nitrogênio.

## ABSTRACT

The objective of this study was to calculate the environmental impact of pig production, fed different dietary crude protein (CP) levels, through life cycle assessment (LCA), and confront estimated data and observed data, used as inputs and outputs of LCA, through Bayesian approach. In the first study, two trials were conducted. In the Trial I (growth performance from 15 to 30 kg), 28 barrows piglets with  $15.3 \pm 1.5$  kg were distributed in a randomized block design with four treatments, seven replicates and one animal per experimental unit. In the Trial II (nitrogen and phosphorus balance from 15 to 30 kg), 20 barrows piglets with  $21.4 \pm 1.6$  kg were distributed in a randomized block design with four treatments, five replicates and one animal per experimental unit. The treatments consisted of four diets, in which the CP content was increasingly reduced in one percentual point (19.24; 18.24; 17.24 e 16.24%), being the digestible amino acid requirements met by adding L-lysine, DL-methionine, L-threonine, L-tryptophan, L-valine and L-isoleucine. From Trials I and II data, the LCA of piglet production was calculated for global warming potential (GWP), acidification potential (AC), eutrophication potential (EU), cumulative energy demand (CED), terrestrial ecotoxicity (TE) and land occupation (LO). The nitrogen and phosphorus excretion were reduced by dietary CP reduction. Total nitrogen excreted was reduced by 0.238 g/d for each 1g of reduction in daily nitrogen intake. However, no effect was observed ( $P > 0.05$ ) for GWP, AC, EP, CED and TE. For LO category, a reduction ( $P = 0.078$ ) was observed in reducing the impact through dietary CP reduction, which was 8% lower in 16.24% CP diet, in relation to 19.24% CP diet. In the second study, the LCA was performed from performance and nutrient excretion data estimated by InraPorc® software. Treatments were the same as first study. Growth performance and nutrient excretion, from 15 to 30 kg, were simulated for each CP level, by using InraPorc®. Estimated and observed data



were compared by using paired t-test through Bayesian analysis. The nitrogen and phosphorus excretion were reduced by 15 and 21%, respectively, moving from high CP level diet to low CP diet. In the same way, AC and EU were reduced by 4% and LO by 8%, comparing 19.24% CP diet with 16.24% CP diet. However, the impact under GWP, CED and TE increased with the dietary CP reduction. Bayesian analysis showed similarity ( $0 \notin \text{CIr}$ ) between estimated and observed data for feed intake, phosphorus excreted, and the categories CED, TE and LO. In the third study, the LCA methodology was applied to growing-finishing pigs. A virtual population of 1000 gilts and 1000 barrows was created, from growing and feed intake parameters obtained in previous trials. Three feed formulations were evaluated: without industrial amino acids (noAA) diet, with industrial amino acids and minimum crude protein (CP) content (withAA), and with industrial amino acids without CP constraint (lowCP). Performance and excretion of pigs, from 30 to 115 kg, were simulated for each amino acid utilization scenario, using InraPorc® population model, considering between-animal variability. The nitrogen excretion was reduced with industrial amino acids incorporation. However, an increase in GWP was observed, in which the lowest impact was obtained for noAA diets (2.38 kg CO<sub>2</sub>-eq.). Similar effects were observed for CED and TE, with an increase of 9 and 8%, respectively, moving from noAA to lowCP diet. Conversely, AC and EU were reduced by 11 and 13%, respectively, at the lowCP scenario. In the same way, LO was reduced about 7%, when industrial amino acids incorporation was increased in diets. In conclusion, the dietary CP reduction was efficient to reduce nitrogen excretion, both in experimental and computer simulation data. However, for environmental impact categories modelled through LCA, this reduction brings benefits for LO (observed experimental data). For estimated data, the dietary CP reduction decreased the impact under nitrogen-dependent variables, as AC and EU, being those estimated data similar to observed data for CED, TE and LO.

**Keywords:** carbon emission, environment, modelling, nitrogen.

## I – INTRODUÇÃO

O agronegócio brasileiro possui grande participação na economia do país, cuja contribuição atingiu 23% do Produto Interno Bruto (PIB) nacional em 2015, ante 21,4% em 2014 (CNA, 2016). Além disso, enquanto o PIB total nacional retraiu 3,8% em 2015, o do agronegócio cresceu 1,8%, em relação a 2014 (IBGE, 2016). De acordo com o IBGE (2016), esse crescimento se deve ao desempenho da agricultura, com destaque para as lavouras de soja (crescimento de 11,9%) e milho (7,3%). Na pecuária, destacou-se o abate de aves (crescimento de 3,8%) e suínos (5,3%).

Com relação à contribuição da suinocultura, a produção de carne suína no Brasil foi de 3.643 mil toneladas em 2015, mantendo o país no posto de quarto maior produtor mundial (ABPA, 2016). Nos últimos anos, a atividade vem se expandindo em regiões do centro-oeste, entretanto, o maior polo produtor ainda é a região sul do país, cuja contribuição ultrapassa 50% do montante nacional (FIESP, 2014).

A carne suína representa mais de 36% do consumo mundial de carnes (FAO, 2014), mas estima-se um aumento para até 143 milhões de toneladas em 2050 (Alexandratos & Bruinsma, 2012). A importância econômica da suinocultura, bem como a pressão de órgãos ambientais e da sociedade para que ocorra redução da concentração de nutrientes excretada, têm estimulado a busca por tecnologias de desenvolvimento limpo, principalmente devido ao modelo de produção atual, que concentra grande número de suínos em áreas reduzidas, o que aumenta ainda mais os riscos de contaminação ambiental.

A região Sul do Brasil abriga a maior concentração de suínos do país, o que preocupa as autoridades ambientais com relação às exigências para o licenciamento de novos empreendimentos destinados à suinocultura. No caso do Estado do Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) exige que sejam

seguidos alguns critérios técnicos para iniciar esta atividade, como tratamento dos efluentes antes da aplicação no solo (estabilização) como adubo, sendo que a dose aplicada deve ser calculada com base nos teores de nutrientes presentes nestes resíduos, além das necessidades das culturas (FEPAM, 2007). Já a Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (FATMA) estabelece a quantidade máxima de dejetos para a utilização em lavouras de 5 L/m<sup>2</sup>/ano e, ainda, que a aplicação siga as recomendações de adubação indicadas por laudo com base na análise do solo (FATMA, 2000).

Para o Instituto Ambiental do Paraná (IAP), o interessado em iniciar a atividade suinícola deve possuir área agrícola disponível e com aptidão para disposição dos dejetos no solo. É necessário calcular a taxa de aplicação destes resíduos em função das características do dejetos, da análise de fertilidade e granulométrica do solo e da recomendação de adubação para as culturas utilizadas. A Instrução Normativa do IAP considera como elementos limitantes para o uso agrícola dos dejetos o teor de nitrogênio (N) e de fósforo, e estabelece valores máximos de metais pesados nos dejetos para aplicação, que são de 2.500 e 1.000 mg por kg de matéria seca de dejetos para o zinco (Zn) e cobre (Cu), respectivamente (IAP, 2009).

Além do impacto local decorrente da excreção de nutrientes via dejetos, a suinocultura é responsável pela emissão de 668 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub>-eq. por ano (Gerber et al., 2013), o que representa um impacto em nível global. O potencial poluidor desta atividade vem aumentando a busca por tecnologias limpas de produção, uma vez que certificações de sustentabilidade estão se tornando cada vez mais um diferencial positivo para a exportação de produtos (FGV, 2016).

Neste sentido, o Governo Brasileiro, por meio do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, propôs em 2010 o Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono), com a finalidade de planejar ações para a adoção de tecnologias de produção agrícola e animal sustentáveis (Brasil, 2012). Em 2015, este plano tornou a produção de suínos uma prioridade, por meio da criação do programa “Suinocultura de Baixa Emissão de Carbono” (Brasil, 2015), com o intuito de difundir mecanismos de desenvolvimento limpo para a produção de suínos, rumo a uma economia de baixa emissão de carbono.

A redução do conteúdo de proteína bruta (PB) na dieta de suínos, com a consequente inclusão de aminoácidos industriais (AAI), pode reduzir a excreção de N (Hernandez et al., 2011; Gallo et al., 2013; Ball et al., 2013; Toledo et al., 2014; Pomar

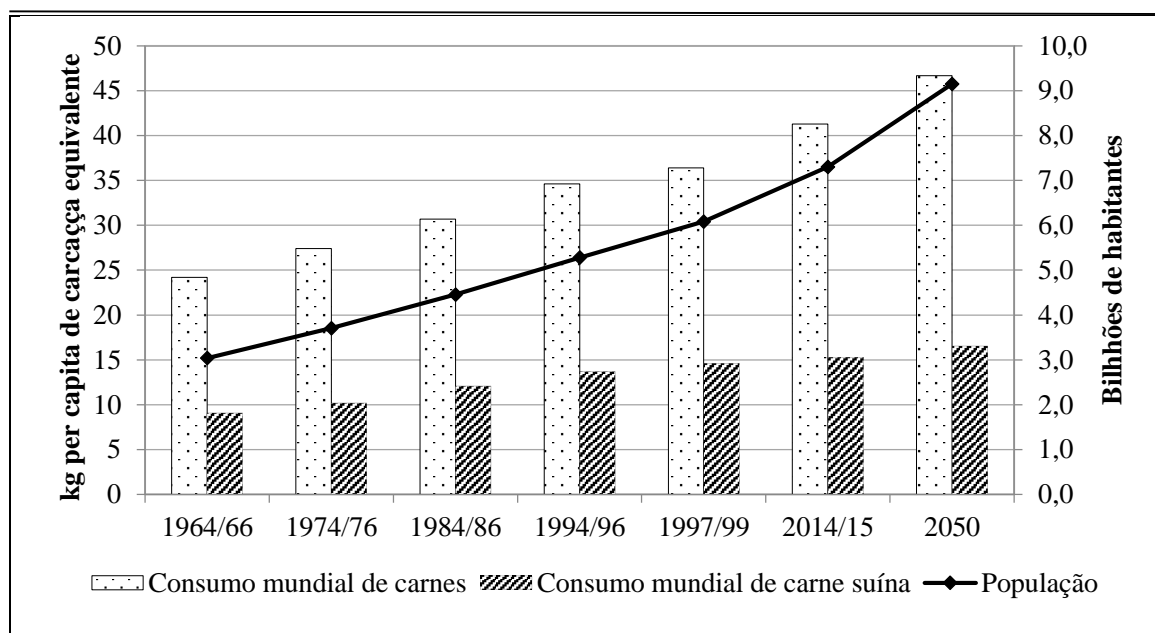
et al., 2014; Andretta et al., 2016) e, conseqüentemente, mitigar o impacto ambiental da produção de suínos.

Nos últimos anos, a análise do ciclo de vida (ACV) vem sendo bastante difundida na produção animal (Mosnier et al., 2011; Doreau et al., 2011; Prudêncio da Silva et al., 2014) e, devido às preocupações ambientais associadas à suinocultura, vem sendo também utilizada na produção de suínos (Dourmad et al., 2014; Cherubini et al., 2015; Mackenziet et al., 2015, 2016; Monteiro et al., 2016). A grande vantagem desta metodologia é a possibilidade de avaliar o impacto como um todo, incluindo os recursos e emissões associados à toda cadeia produtiva. Entretanto, são escassos os estudos envolvendo a ACV na produção de suínos no Brasil, o que justifica a realização de pesquisas com esse propósito.

### **1. Como alimentar uma população crescente em tempos de mudança climática?**

As projeções da *Food and Agricultural Organization* (FAO) para 2050 são de que a população mundial chegará a 9,1 bilhões de habitantes (Alexandratos & Bruinsma, 2012), 20,8% a mais que hoje. A urbanização vai continuar em ritmo acelerado, com cerca de 70% da população mundial apresentando nível de renda muitas vezes superior ao atual (FAO, 2009). Para alimentar essa população mais urbana e mais rica, a produção anual de cereais deverá ser de aproximadamente 3 bilhões de toneladas e a produção anual de carne de aproximadamente 470 milhões de toneladas (Alexandratos & Bruinsma, 2012). Para a carne suína, proteína de origem animal que representa mais de 36% do consumo mundial de carnes (FAO, 2014), prevê-se um aumento para 143 milhões de toneladas em 2050 (Alexandratos & Bruinsma, 2012), o que significa um incremento de 30% em comparação ao ano de 2007.

De fato, nas últimas décadas, o consumo de carnes, e em especial o da carne suína, vem aumentando exponencialmente na maioria dos países. Este fato, aliado às projeções de crescimento deste consumo para os próximos anos (Figura 1), resultará na alta demanda por alimentos, que poderá levar ao aumento da concorrência pelo uso da terra, água e energia.



**Figura 1.** Dinâmica de expansão do consumo mundial de carnes e do consumo mundial de carne suína, de acordo com o crescimento populacional entre os anos de 1960 e projeções para 2050 (FAO, 2003; Alexandratos e Bruinsma, 2012).

Neste contexto, o grande desafio da agropecuária é atender a crescente demanda por alimentos sem comprometer a integridade ambiental (FAO, 2006). Por esta razão, grande atenção é voltada ao uso racional dos recursos naturais e o termo “agricultura sustentável” vem ganhando cada vez mais espaço nos debates nacionais e internacionais sobre o futuro do planeta (United Nations, 2015).

Em 2013, o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) alertou que, para garantir a conservação da vida no planeta, é preciso manter o aumento da temperatura da Terra abaixo dos 2°C até o ano de 2100 (IPCC, 2013). Entretanto, há muito, a preocupação acerca do aquecimento global tem mobilizado vários países. Em 1997, foi proposto o Tratado de Kyoto (United Nations, 1998), com a finalidade de reduzir as emissões de gases de efeito estufa. De acordo com esse tratado, os países desenvolvidos deveriam reduzir pelo menos 5,2% das emissões no período entre 2008 a 2012, em relação aos níveis de 1990. Já os países em desenvolvimento, como o Brasil, não receberam metas obrigatórias, mesmo assim deveriam realizar ações sustentáveis por meio de projetos destacados pelo “Mecanismo de Desenvolvimento Limpo”.

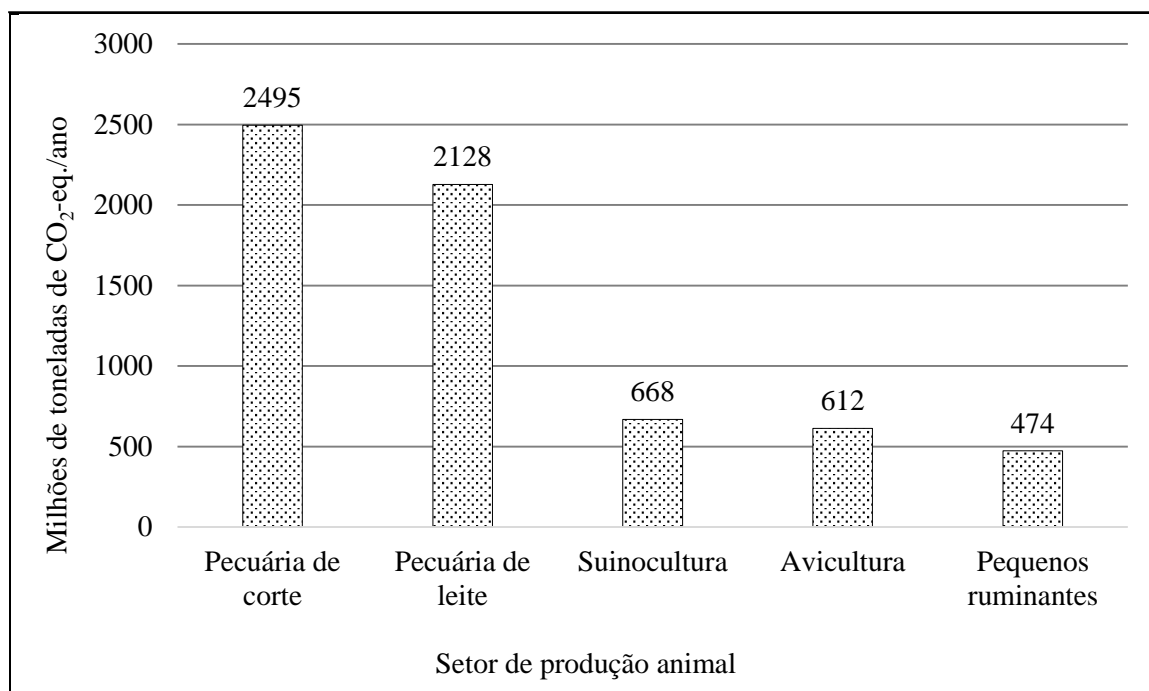
Pensando nisso, em 2006 o Ministério do Meio Ambiente e as indústrias e exportadores de soja criaram a Moratória da Soja, devido ao grande debate relacionado à produção de soja em áreas desmatadas, responsáveis pelo aumento das emissão de CO<sub>2</sub>-eq. Dessa forma, assumiu-se o compromisso de que as indústrias e exportadores

não adquirissem soja oriunda de áreas desflorestadas após 24 de julho de 2006 (ABIOVE, 2016). Os estudos indicam que desde esta data, houve grande redução da expansão de soja em novas áreas desmatadas no bioma Amazônia (Gibbs et al., 2015). Na safra 2015/16, a área de soja em desacordo com a Moratória representou 0,96% da área cultivada nesse bioma (ABIOVE, 2016), indicando que num futuro próximo pode não haver mais soja produzida em áreas desmatadas.

Além disso, o Governo Brasileiro por meio do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, propôs em 2010 o Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono), com a finalidade de planejar ações para a adoção de tecnologias de produção agrícola e animal sustentáveis (Brasil, 2012). Em 2015, este plano tornou a produção de suínos uma prioridade, através da criação do programa “Suinocultura de Baixa Emissão de Carbono” (Brasil, 2015). Este programa tem como objetivo a difusão de tecnologias limpas para a produção de suínos, o estímulo ao tratamento de dejetos e seu uso como combustíveis e fertilizantes, além de linhas de crédito para que os suinocultores tenham acesso a tecnologias de baixa emissão de carbono.

Mais recentemente, no ano de 2015, a Conferência das Partes de Mudanças Climáticas (COP), que vem sendo realizada periodicamente pela Organização das Nações Unidas, chegou ao primeiro acordo climático global. Este acordo começa a valer a partir de 2020 e dispõe que, até esta data, todos os países do mundo deverão, por lei, reduzir suas emissões de gases poluentes (United Nations, 2015). Isso implicará em mudanças profundas nos modelos de desenvolvimento econômico e social de cada nação, rumo a uma economia de baixo carbono.

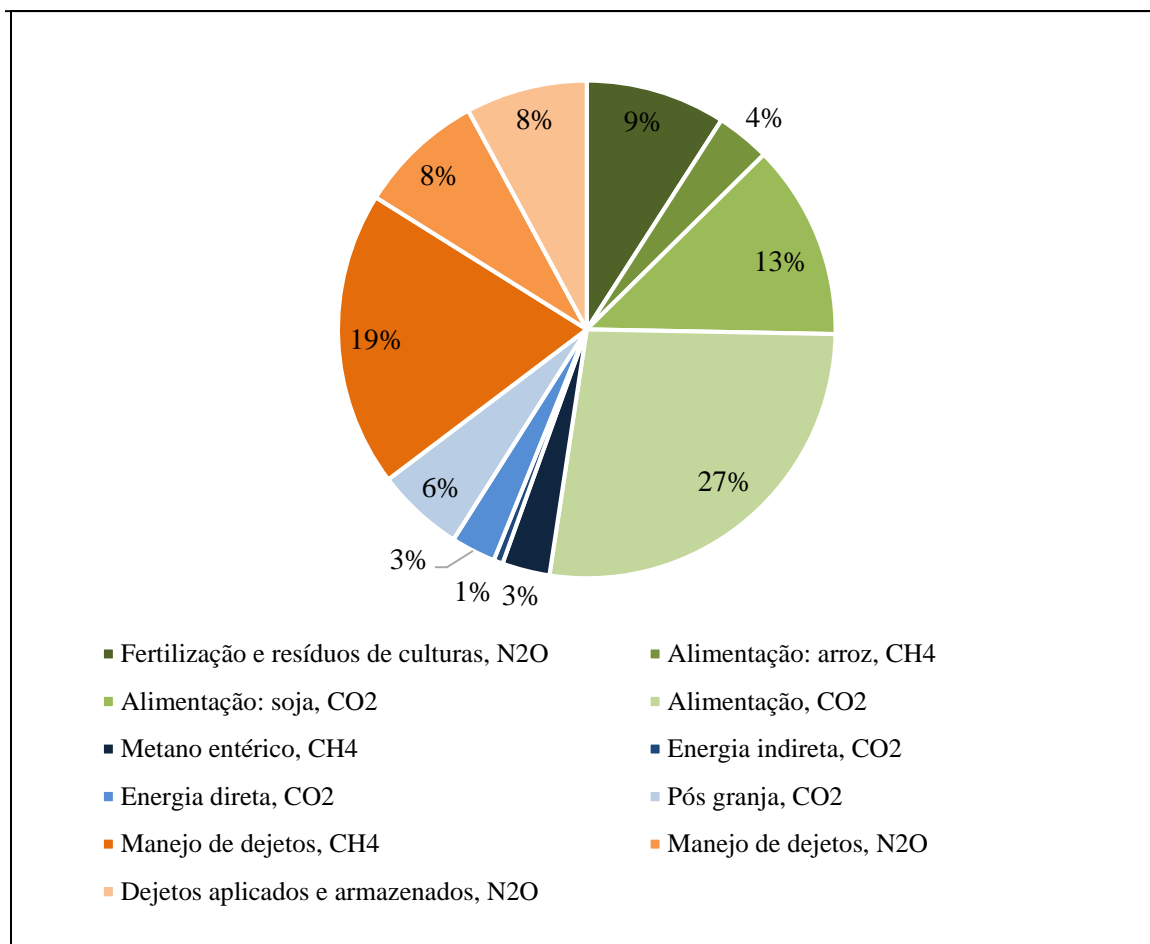
Estas ações, tanto em nível mundial quanto nacional, visam a redução das emissões relacionadas com a agropecuária, uma vez que 14,5% das emissões de gases de efeito estufa são consequência deste setor produtivo (Gerber et al., 2013), tendo a suinocultura como terceiro maior emissor (Figura 2).



**Figura 2.** Emissão anual de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>-eq.) proveniente de diferentes setores produtivos (Gerber et al., 2013).

## 2. Produção de suínos e o meio ambiente

A suinocultura é considerada uma atividade contribuinte da contaminação do ar, água e solo (Basset-Mens & van Der Werf, 2005), já que o sistema intensivo de criação demanda significativos níveis de energia, água e utiliza alimentos com altas concentrações de proteína. Essas entradas na cadeia suinícola são responsáveis pela produção de metano (CH<sub>4</sub>), amônia (NH<sub>3</sub>) e outras emissões no ar, assim como riscos de contaminação do solo e da água devido a práticas ineficientes de manejo de dejetos (McAuliffe et al., 2016). Globalmente, estima-se que a produção de suínos produza 668 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub>-eq por ano, oriundos da alimentação, alojamento e manejo dos efluentes (Figura 3). Desse total, a etapa de alimentação contribui com 53% das emissões.



**Figura 3.** Emissões de gases geradas pela cadeia suinícola oriundas da alimentação (tons de verde), alojamento (tons de azul) e manejo de efluentes (tons de laranja) (Gerber et al., 2013).

Outro ponto da produção de suínos refere-se ao elevado número de contaminantes gerados pelos dejetos, cuja ação individual ou combinada pode representar importante fonte de degradação dos recursos naturais. O acúmulo de Cu e Zn no solo, por exemplo, pode impor, em médio ou em longo prazo, risco de toxicidade sobre as plantas e os microrganismos (Dourmad & Jondreville, 2007). Além disso, o fósforo excretado nos dejetos vem sendo apontado como um dos elementos responsáveis pelo processo de eutrofização das águas, que pode proporcionar grandes impactos ao ecossistema aquático de superfície (Merten & Minella, 2002). Da mesma forma, o N excretado é considerado um elemento de grande impacto ao meio ambiente. Por ser facilmente lixiviado, o N oferece maior risco de contaminação das águas subterrâneas (Merten & Minella, 2002), além de ser responsável pelas emissões de NH<sub>3</sub>, associadas às mudanças climáticas por contribuírem com a acidificação do solo e da água (United Nations, 2001).



### 3. Ciclo do nitrogênio e seu impacto no ecossistema

É fato que grande parte da população mundial foi beneficiada pelo uso dos fertilizantes nitrogenados (Ham, 2016), um dos pilares da Revolução Verde na agricultura que evitou uma fome global no século XX (Pinpali, 2012). O ar atmosférico é constituído por uma mistura de gases, predominantemente N, que constitui 78% do total (Brimblecombe, 1995). Entretanto esse gás é não-reativo, ou seja, as plantas não podem usá-lo como nutriente. Em 1908, porém, o químico Fritz Haber desenvolveu um método para transformar esse gás não-reativo em  $\text{NH}_3$  (Erisman et al., 2008), ingrediente ativo dos fertilizantes sintéticos. Estima-se que o número de pessoas mantidas pelo uso dos fertilizantes nitrogenados aumentou de 1,9 para 4,3 pessoas por hectare de terra arável, entre 1908 e 2008 (Erisman et al., 2008).

O processo de conversão do N atmosférico em  $\text{NH}_3$  para uso em fertilizantes tem transformado a produção agrícola, mas vem causando também uma enorme mudança no balanço global de N. Apesar dos fertilizantes nitrogenados terem proporcionado várias melhorias na eficiência de utilização do N, tanto no sistema produtivo animal como vegetal, grande fração do N utilizado na agricultura é perdido para o ambiente, sendo este considerado o maior desastre ambiental do qual ninguém ouviu falar (Galloway et al., 2004; Galloway et al., 2008; Erisman et al., 2008; Ham, 2016).

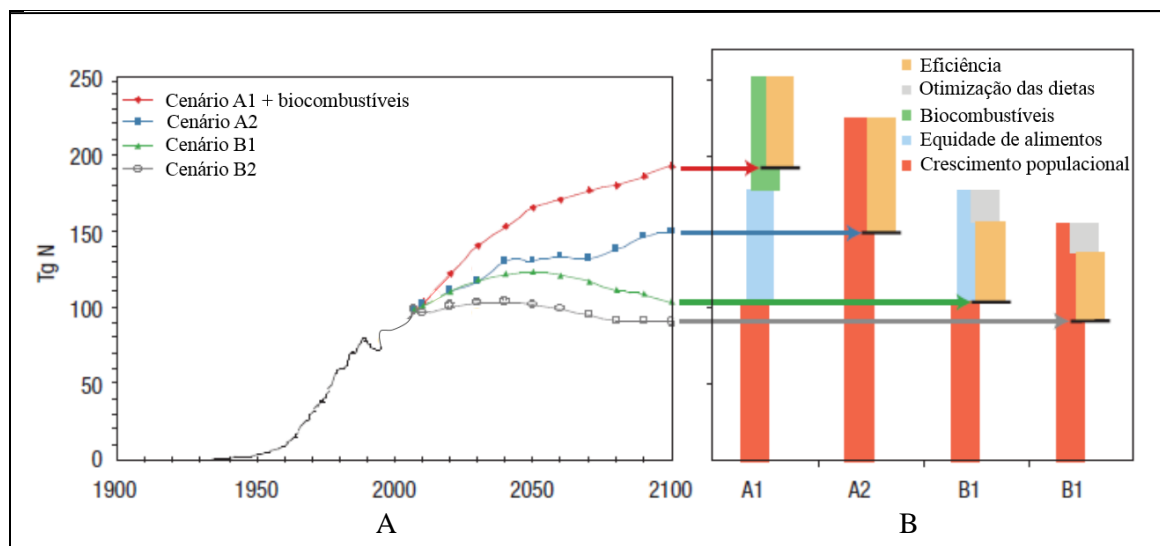
A preocupação se foca no chamado “nitrogênio reativo” (Nr), que é causa da maior parte dos problemas ambientais em escala local e global, uma vez que o excesso de N altera o processo biogeoquímico e as funções do ecossistema (Ham, 2016; Powers & Capelari, 2016). Estima-se que no ano de 1860, 34 Tg (milhões de toneladas) de Nr foram emitidas na forma de óxidos de nitrogênio e  $\text{NH}_3$ ; Já em 1995, este valor aumentou para 100 Tg de Nr emitido, com projeções de que em 2050 este valor chegue a 200 Tg de Nr (Galloway et al., 2004). As emissões antropogênicas de Nr possuem efeito nas mudanças climáticas, na química da atmosfera, na composição e função do ecossistema aquático e terrestre (Vitousek et al., 1997). Além disso, como o N é facilmente transportado na água ou ar, os impactos do uso do N na agricultura nem sempre são observados somente no local onde o N foi inicialmente utilizado (Ham, 2016).

Espécies de Nr incluem óxidos de nitrogênio (óxido nítrico, dióxido de nitrogênio, óxido nitroso), ânions (nitrato e nitrito) e derivados de amina ( $\text{NH}_3$ , sais de amônia e ureia) (Powers & Capelari, 2016). Destas diferentes espécies, emissões no ar a

partir do alojamento de suínos e aves são compostas predominantemente pelo  $\text{NH}_3$  seguido pelo óxido nitroso, enquanto que as emissões a partir dos dejetos são  $\text{NH}_3$ , íons de amônio e ureia, com quantidades traços de nitrato e nitrito (Powers & Capelari, 2016).

Vários trabalhos projetaram cenários futuros para as emissões de Nr (FAO, 2000; Tilman et al., 2001; Tubiello & Fischer, 2007; Erisman et al., 2008). No mais recente, os autores consideraram cinco parâmetros como os principais direcionadores do uso dos fertilizantes: (1) o aumento da **eficiência** do uso de fertilizantes, (2) a **otimização das dietas humanas**, devido à melhora na eficiência de conversão do N em proteína, (3) a produção e o uso de **biocombustíveis**, (4) a **equidade de alimentos** e o consequente aumento no consumo de carnes, e (5) o **crescimento populacional** (Erisman et al., 2008). Os diferentes cenários (Figura 4) foram baseados no *Intergovernmental Panel on Climate Change Special Report on Emission Scenarios* (IPCC, 2000):

- Cenário A1: refere-se a um cenário mundial com rápido crescimento econômico, com crescimento populacional atingindo o pico na metade do século, rápida introdução de tecnologias novas e mais eficientes;
- Cenário A2: descreve um mundo bastante heterogêneo, com alto crescimento populacional, lento desenvolvimento econômico e lenta mudança tecnológica;
- Cenário B1: refere-se a um cenário mundial convergente, com a mesma população global que no cenário A1, mas com mais rápidas mudanças na estrutura econômica, em direção a uma economia de serviços e informações;
- Cenário B2: descreve um mundo com crescimento populacional e crescimento econômico intermediários, com ênfase em soluções locais para a sustentabilidade econômica, social e ambiental.



**Figura 4.** Diferentes cenários de produção de nitrogênio reativo (A) e o impacto de cada uma destes cenários para o ano de 2100 (B). Os cenários A1, A2, B1 e B2 foram construídos a partir dos cenários de emissão propostos pelo IPCC (2000), adaptado de Erisman et al. (2008).

De maneira geral, os cenários apontam para o aumento da produção futura de Nr, mesmo no cenário B2, no qual se considera um mundo focado na sustentabilidade econômica, social e ambiental, o que pode aumentar ainda mais pressão do N no ambiente. Erisman et al. (2008) afirmaram haver uma alta probabilidade de que o impacto ambiental não seja reduzido nas próximas décadas, portanto a sustentabilidade ambiental deverá ser a principal direcionadora para as inovações futuras.

Neste contexto, os avanços-chaves propostos por alguns autores, com intuito de reduzir o problema do Nr no ambiente, referem-se ao controle das emissões a partir da queima de combustíveis fósseis; a melhora das estratégias de manejo animal, visando reduzir as emissões de N durante o alojamento e manejo dos dejetos; e ao desenvolvimento de métodos de obtenção de proteína e aminoácidos (AA) para o consumo animal que sejam mais eficientes que o sistema agrícola tradicional (Erisman et al., 2008; Galloway et al., 2008).

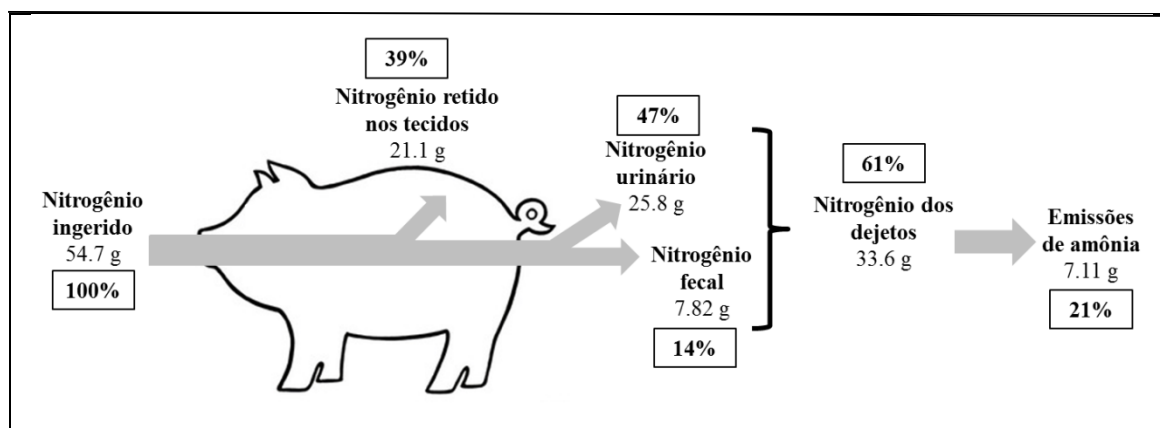
Especificamente com relação à produção animal, que é responsável por aproximadamente 50% de todas as emissões de  $\text{NH}_3$  (Ham, 2016), os pontos críticos para mitigação do Nr são centrados em três eixos principais: (i), captura do N excretado para prevenir a perda de compostos contendo N no ar, água ou solo; (ii), conversão/tratamento de compostos contendo N para gases sem Nr; (iii), reduzir as quantidades de N excretado e conseqüentemente o N disponível para perdas pelo ar ou

água durante alojamento, manejo dos dejetos ou aplicação de dejetos na agricultura (Powers & Capelari, 2016). É neste último ponto crítico que o nutricionista de animais pode interferir em maior grau. Neste sentido, um dos focos das pesquisas em nutrição de suínos é buscar alternativas para minimizar o impacto ambiental causado pela excreção de N nos dejetos, principalmente por meio de estratégias nutricionais e alimentares.

#### **4. Alimentação de suínos como chave para a produção sustentável de carne**

Pesquisas demonstram que a redução do conteúdo de PB na dieta de suínos é um dos fatores que mais contribuem para a redução do impacto ambiental, principalmente para as variáveis acidificação, eutrofização e ocupação de terra (Garcia-Launay et al., 2014; Kebreab et al., 2016). Essa premissa parte do princípio de que o conteúdo de N dos dejetos e as emissões de gases nitrogenados durante a armazenagem, tratamento e aplicação destes nas lavouras estão positivamente relacionadas com o consumo de N e, conseqüentemente, excreção deste elemento nas fezes e urina (Figura 5).

De acordo com Dourmad et al. (1999), a eficiência de retenção de N varia conforme a categoria animal, sendo menor em porcas (20-30% do ingerido), intermediária em animais em crescimento (30-40%) e alta em leitões desmamados (45-55%). Estas diferenças estão relacionadas à idade do animal, pois em animais mais velhos, ocorre redução da eficiência de tradução do RNAm em proteína (Davis et al., 2000) e redução da sensibilidade dos tecidos alvo ao sinal de hormônios e AA (D'Mello, 2003). De maneira geral, o *National Research Council – NRC* (2012) estima que suínos retêm, em média, de 30 a 60% do N ingerido. Portanto, os 40 a 70% restantes são excretado na urina e fezes.

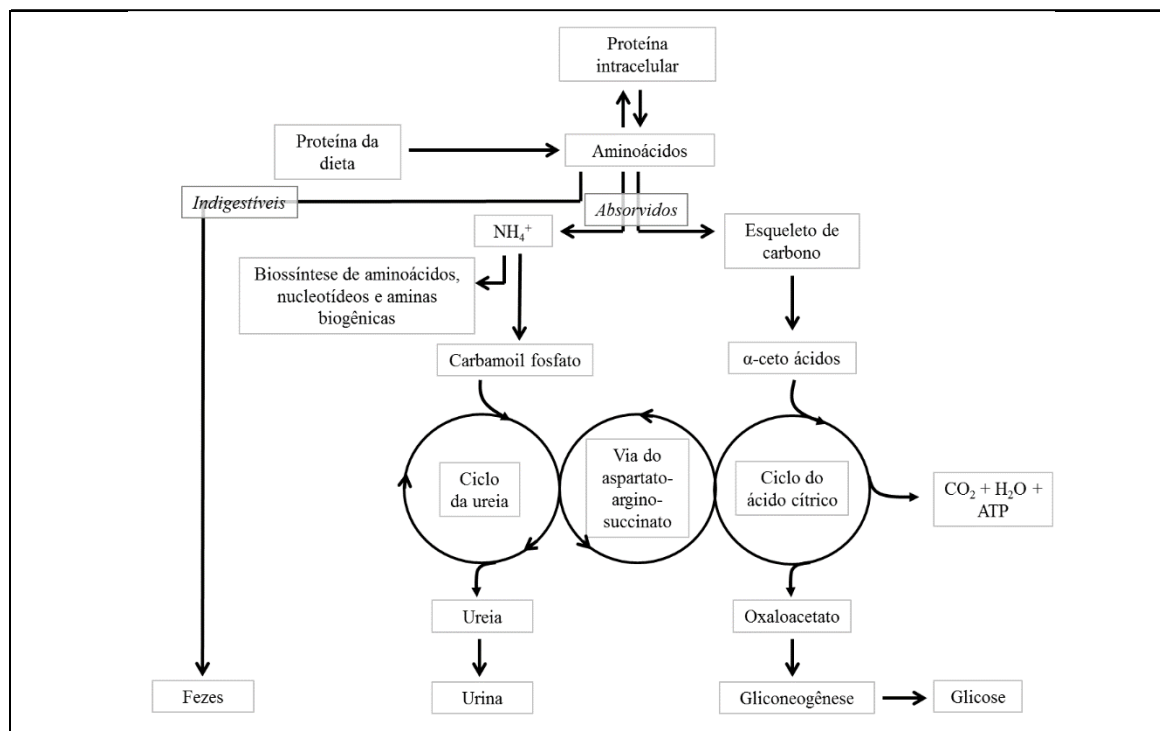


**Figura 5.** Consumo, utilização e perdas de nitrogênio por suínos aos 152 kg, consumindo dieta com 12% de proteína bruta e 13,32 MJ/kg de energia metabolizável (elaborado a partir de Galassi et al., 2010).

O metabolismo envolvido na utilização do N por suínos pode ser resumido na Figura 6. A proteína ingerida é hidrolisada no trato gastrointestinal em AA, constituídos de grupamentos amino ( $-NH_2$ ) e carboxílico ( $-COOH$ ). Estes são transportados para dentro das células epiteliais do intestino delgado, para então entrarem nos capilares sanguíneos e serem direcionados ao fígado (Nelson & Cox, 2014). Neste órgão, pode ocorrer a remoção dos grupos  $\alpha$ -amino e os  $\alpha$ -ceto ácidos resultantes desta desaminação são metabolizados para que os esqueletos de carbono consigam entrar nas vias metabólicas, ou como precursores de glicose, ou como intermediários do ciclo do ácido cítrico (Nelson & Cox, 2014).

Os AA também podem ser utilizados para formação da proteína corporal, assim, em situações em que o organismo precisa sintetizar glicose a partir de precursores não-carboidratos, esta pode ser novamente convertida em AA durante o processo de gliconeogênese no fígado (Weiner et al., 2014). Já os AA não digeridos no trato gastrointestinal são excretados nas fezes e os absorvidos, mas que não são necessários para uma função específica, são metabolizados no fígado e os resíduos nitrogenados são excretados na urina (NRC, 2012).

As perdas endógenas de N no trato gastrointestinal compreendem proteínas, peptídeos, AA e outras substâncias contendo N. A excreção fecal de N corresponde à fração de proteínas indigestíveis e às perdas endógenas. Devido à alta atividade microbiana, este N fecal pode ser rapidamente degradado em compostos nitrogenados, formando ácidos graxos voláteis e  $NH_3$ .



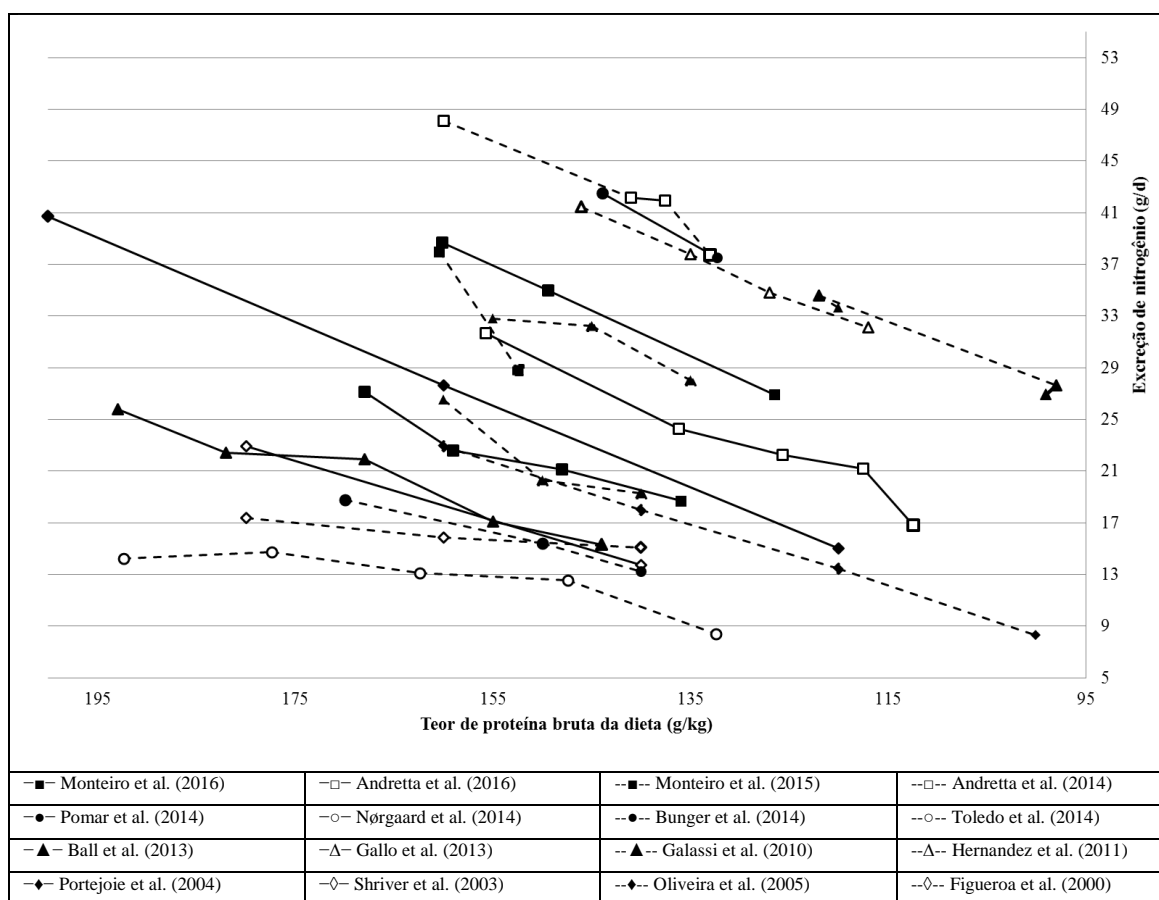
**Figura 6.** Visão global do metabolismo proteico (adaptado de Nelson & Cox, 2014).

Estima-se que, a cada 1% de redução da PB em dietas para suínos, é possível diminuir a excreção de N em 8% e reduzir em mais de 8% a emissão de  $\text{NH}_3$  (NRC, 2012), devido à redução da desaminação do excesso de AA e síntese e excreção de ureia pela urina (Fuller et al., 1989).

Na produção animal, a principal fonte de  $\text{NH}_3$  é a rápida hidrólise de ureia da urina pela enzima urease fecal, em uma reação conhecida como ureólise (dependente de temperatura e concentração de ureia), levando à formação do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em meio aquoso (Cortus et al., 2008). A próxima etapa é a dissociação do  $\text{NH}_4^+$  (ionizado) em  $\text{NH}_3$  (não ionizado). O equilíbrio desta fase é influenciado pela temperatura e pH (Philippe et al., 2011). Para que ocorra a volatilização, o  $\text{NH}_3$  produzido na forma líquida é convertido a  $\text{NH}_3$  gasoso, reação dependente da temperatura, velocidade do ar e área de superfície (Monteny & Erisman, 1998).

Outra fonte de  $\text{NH}_3$  é a degradação de proteínas não digestíveis, um processo lento e, portanto, de importância secundária (Zeeman, 1991). As transformações do N que ocorrem nos efluentes de suínos incluem a mineralização do N orgânico em  $\text{NH}_3$ , a assimilação do N em matéria orgânica, a nitrificação em nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e, posteriormente, em nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), e por fim, desnitrificação em gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), tendo o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) como um potencial coproduto (Philippe et al., 2011).

De acordo com Dourmad et al. (1999), as emissões de  $\text{NH}_3$  variam de acordo com o estágio fisiológico dos suínos, com maiores valores para porcas em lactação (27,3 g  $\text{NH}_3$ /dia), seguido de porcas gestantes (15,9 g  $\text{NH}_3$ /dia), suínos em terminação (11,4 g  $\text{NH}_3$ /dia) e leitões desmamados (4,26 g  $\text{NH}_3$ /dia). De maneira geral, muitos estudos antigos e atuais confirmaram que dietas com baixos níveis de PB, balanceadas quanto ao seu conteúdo de AA essenciais para suínos, resultam na redução da excreção de N (Figura 7) sem influenciar o consumo de ração, ganho médio diário e conversão alimentar (Dourmad & Jondreville, 2007).



**Figura 7.** Efeito da mudança do conteúdo de proteína bruta da dieta sobre a excreção de nitrogênio por suínos.

Nos 16 estudos a partir de dados da literatura (Figura 7), a excreção diária de N variou de 8 para 48 g/d, com valores mais elevados para animais em terminação, quando comparados à animais jovens. Em média, estes experimentos demonstraram 11% de redução na excreção de N para cada ponto percentual de redução no conteúdo de PB da dieta.

Entretanto, dietas formuladas com baixos níveis de PB podem proporcionar maior deposição de gordura na carcaça de suínos (Alonso et al., 2010). Isso ocorre porque dietas com baixo teor de PB proporcionarão ao animal menor gasto de energia para a desaminação dos AA em excesso, menor excreção de ureia na urina e menor produção de calor dos animais (Noblet et al., 2001), resultando em maior energia líquida disponível, que pode ser depositada na carcaça como gordura, principalmente em animais em crescimento e terminação. Portanto, ao se avaliar dietas com diferentes níveis de PB, é importante utilizar o sistema de energia líquida (Noblet et al., 1994), para que o nível de energia dos tratamentos não influencie o desempenho e os parâmetros de carcaça (Tous et al., 2014).

Neste contexto, a otimização da eficiência de utilização do N, em dietas para suínos, pode ser uma forma eficiente de promover a sustentabilidade do sistema produtivo, relacionada à redução da excreção de N e, conseqüentemente, redução da produção de Nr a partir dos dejetos. Estas premissas têm aumentado o interesse pelo desenvolvimento de métodos para melhor compreender e mensurar os impactos ambientais, principalmente considerando o cenário atual, no qual a tendência é buscar ações rumo a uma economia de baixa emissão e baixo impacto.

## **5. Análise do ciclo de vida como ferramenta na avaliação do impacto ambiental**

Uma ferramenta para a modelagem ambiental de sistemas, processos ou produtos é a análise do ciclo de vida (ACV). A ACV quantifica e avalia os recursos consumidos e as emissões ao ambiente em todas as fases do ciclo de vida de um produto, desde a extração de recursos, por meio da produção de materiais, componentes de produtos e o produto em si, até sua utilização, reutilização, reciclagem ou disposição final (Guinée et al., 2002). Esta análise vem sendo amplamente aplicada na produção animal (Mosnier et al., 2011; Doreau et al., 2011; Prudêncio da Silva et al., 2014) e, devido às preocupações ambientais associadas à suinocultura, vem sendo também utilizada na produção de suínos (Dourmad et al., 2014; Cherubini et al., 2015; Mackenzie et al., 2015, 2016).

A ACV é uma técnica que se iniciou no final dos anos 60 e início dos anos 70, cujo foco eram questões como a eficiência energética, o consumo de matérias-primas e a eliminação de resíduos. Exemplo disto foi o estudo financiado pela *Coca Cola Company* em 1969, para comparar o consumo de recursos e as emissões associadas às embalagens da bebida (Jensen et al., 1997). Apesar do estudo nunca ter sido publicado,



devido ao seu conteúdo confidencial, serviu como embasamento para muitas decisões relacionadas às embalagens, representando um indicativo para a empresa substituir as embalagens de vidro por embalagens de plástico, pois, anteriormente, a embalagem plástica era vista como uma vilã ao meio ambiente. Em 1972, no Reino Unido, Ian Boustead utilizou esta análise no cálculo da energia total usada na produção de vários tipos de recipientes de bebidas, incluindo vidro, aço, plástico e alumínio (Boustead, 1994). Nos anos seguintes, Boustead consolidou sua metodologia e a tornou aplicável para vários materiais (Boustead & Hancock, 1979).

Por isso, Guinée et al. (2002) afirmam que a ACV é mais que apenas um estudo, pois seus resultados podem ser utilizados para a tomada de decisões pela indústria, organizações governamentais e não governamentais. Assim, é mais apropriado considerar um projeto de ACV como um processo organizacional, que pode ser realizado de diversas maneiras e aplicado em diversos cenários. O método de trabalho para a ACV está estruturado em torno de um quadro que se tornou objeto de consenso mundial, e que constitui a base de uma série de normas da *International Organization for Standardization* (ISO). A ISO 14044 (ISO, 2006), por exemplo, divide a ACV em quatro principais componentes: definição do objetivo e escopo do estudo, análise do inventário de ciclo de vida, avaliação de impacto do ciclo de vida e interpretação.

### **5.1. Definição do objetivo e escopo do estudo**

O objetivo refere-se à informação e justificativa do objetivo do estudo de ACV e a especificação de como os resultados serão utilizados, ou seja, a aplicação, além de quem serão os usuários dos resultados deste estudo (Guinée et al., 2002). Na etapa de definição do escopo, as principais características pretendidas com o estudo devem ser descritas de forma a abranger questões temporais, geográficas e tecnológicas, o modo de análise empregado e o nível de sofisticação do estudo (Guinée et al., 2002). De acordo com a ISO 14044 (ISO, 2006), ainda nesta etapa, deve ser feita a delimitação da unidade funcional e o fluxo de referência para que a comparação entre os sistemas seja feita com base na mesma função e quantificada pela mesma unidade funcional. Para isso, é necessária a delimitação das fronteiras do sistema para que se conheçam quais os processos que serão incluídos na análise (ISO, 2006).

## **5.2. Análise do inventário de ciclo de vida**

A análise de inventário de ciclo de vida (ICV) é a fase na qual são definidos os sistemas envolvidos na obtenção do produto. A definição inclui o desenho dos diagramas de fluxo com processos unitários, coletando dados de cada um desses processos, execução das etapas de alocação para os processos multifuncionais (que compreendem mais de um produto final) e completar os cálculos finais (Guinée et al., 2002). Os dados qualitativos e quantitativos serão então incluídos no inventário, devendo ser coletados para cada processo unitário e incluídos dentro dos limites do sistema. Os dados podem ser medidos, calculados ou estimados e serão utilizados para quantificar as entradas e saídas do processo unitário (ISO, 2006). Estas etapas resultam em uma tabela de inventário, listando e quantificando as entradas e saídas no ambiente associadas à unidade funcional, em termos de kg de dióxido de carbono, mg de fenol, kg de minério de ferro, metros cúbicos de gás natural, entre outros (Guinée et al., 2002).

### **5.2.1. Alocação**

A alocação consiste na divisão adequada dos aspectos ambientais entre a unidade funcional e os subprodutos do sistema (ISO, 2006). A sua utilização se faz necessária quando não se consegue separar os impactos gerados pelo produto em estudo daqueles impactos gerados simultaneamente pelo sistema produtivo (Ramírez, 2009). Um exemplo clássico de alocação é o fracionamento do petróleo. Não se pode atribuir o impacto ambiental do processo do fracionamento a um único produto, uma vez que são gerados vários outros neste processo (Wang et al., 2004). Portanto, é necessário separar a quantidade de emissões e os consumos de recursos atribuídos a cada fração (Ramírez, 2009).

Existem diversos procedimentos de alocação que podem ser baseados em propriedades físicas, químicas e econômicas (Ramírez, 2009). Este mesmo autor cita que, para o cálculo da alocação, é necessário (i) encontrar uma relação entre os coprodutos gerados no sistema e os dados de entrada, (ii) determinar o valor do fator de alocação para cada coproduto do sistema e (iii) multiplicar todos os dados de emissão e/ou consumo de recursos pelo fator de emissão. Como exemplo, pode-se citar a alocação econômica, que consiste no fracionamento do impacto ambiental do sistema de acordo com o valor econômico de cada produto gerado. Na Tabela 1, pode-se observar o caso do fracionamento do petróleo. Conhecendo-se as quantidades de cada produto geradas neste processo, e o preço de cada fração, pode-se calcular os valores para o

processo (quantidade \* preço, para cada fração). A partir da divisão do valor do processo de cada fração pelo valor do processo total, obtém-se o fator de alocação e, dessa forma, conhece-se a contribuição de cada produto no impacto ambiental do sistema. No caso do óleo combustível, sua obtenção contribui com 25% das emissões e recursos utilizados em todo processo de fracionamento do petróleo.

**Tabela 1.** Alocação econômica do processo de fracionamento do petróleo (Guinée et al., 2002).

Produto	Quantidade (10 <sup>6</sup> kg)	Preço (€/kg)	Processo (10 <sup>3</sup> €)	Fator de alocação <sup>1</sup>
1. Óleo combustível	10	0.15	1500	0.25
2. Nafta	9	0.20	1800	0.30
3. Querosene	3	0.10	300	0.05
4. Outros	10	0.24	2400	0.40
Total	32	-	6000	1.00

<sup>1</sup> De todos os impactos gerados durante o ciclo de produção do petróleo, 25% estão associados ao óleo combustível, 30% com a Nafta e 5% estão associados à querosene.

Apesar da alocação ser necessária, a norma ISO 14044 (ISO, 2006) aconselha que este processo seja evitado sempre que possível. Isto se justifica, pois ao se adicionar mais cálculos ao estudo de ACV, mais incertezas também são atribuídas à pesquisa (Ramírez, 2009).

### 5.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida

A avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) é a fase em que se faz a seleção das categorias de impacto, dos indicadores da categoria e a caracterização dos modelos (ISO, 2006). As etapas obrigatórias da AICV são (i) a seleção das categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização, (ii) ligação dos resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas (classificação) e (iii) cálculo dos resultados dos indicadores das categorias (caracterização; ISO, 2006). As etapas opcionais são (i) normalização, que se refere ao cálculo da magnitude do indicador de categoria em relação às informações utilizadas como referência, (ii) grupamento, que é a ordenação e classificação das categorias de impacto, (iii) ponderação, onde é feita a conversão e agregação dos resultados dos indicadores das categorias de impacto, usando fatores numéricos baseados em valores escolhidos, e (iv) análise da qualidade dos dados, cuja função é a melhor compreensão da confiabilidade do conjunto de resultados, podendo ser feita a partir de uma análise de incertezas ou análise sensitiva (ISO, 2006).

Nesta etapa é que os resultados dos indicadores de categoria podem ser agrupados e ponderados (Guinée et al., 2002).

Existem dois tipos de métodos para a avaliação do impacto do ciclo de vida, os métodos clássicos ou orientados aos problemas ambientais e os métodos orientados ao dano. Os métodos clássicos restringem-se à modelagem quantitativa, pois compilam os resultados do impacto do ciclo de vida em categorias de pontos médios, como ecotoxicidade, eutrofização e acidificação, sendo denominados como *midpoint*; já os métodos orientados ao dano buscam modelar toda a cadeia de causa-efeito até os pontos finais, ou seja, danos causados à saúde humana e qualidade do ecossistema, como substâncias carcinogênicas, efeitos respiratórios e mudanças climáticas, sendo conhecidos como *endpoints* (Jolliet et al., 2003). Os *endpoints* apresentam maiores incertezas que os *midpoints*, devido à abrangência da modelagem deste grupo (Alvarenga, 2010).

### **5.3.1. Escolha das categorias de impacto**

O *United States Environmental Protection Agency* – EPA (2006) cita que, na AICV, os impactos são definidos como as consequências causadas pelas entradas e saídas de um sistema à saúde humana, às plantas, aos animais ou à disponibilidade futura de recursos naturais. A partir disso, os impactos são agrupados em categorias focadas em três pontos: (i) saúde humana, (ii) a saúde ecológica e (iii) depleção de recursos (Tabela 2). A seleção das categorias de impacto deve traduzir o resultado da análise do inventário, demonstrando a contribuição do cenário criado para cada uma das categorias, condizentes ao objetivo do estudo (Guinée et al., 2002). Essa escolha deve ser feita de acordo com a abordagem utilizada, que pode ser orientada para os problemas ambientais (*midpoints*) ou para os danos (*endpoints*).

**Tabela 2.** Principais categorias de impacto usadas na análise de ciclo de vida

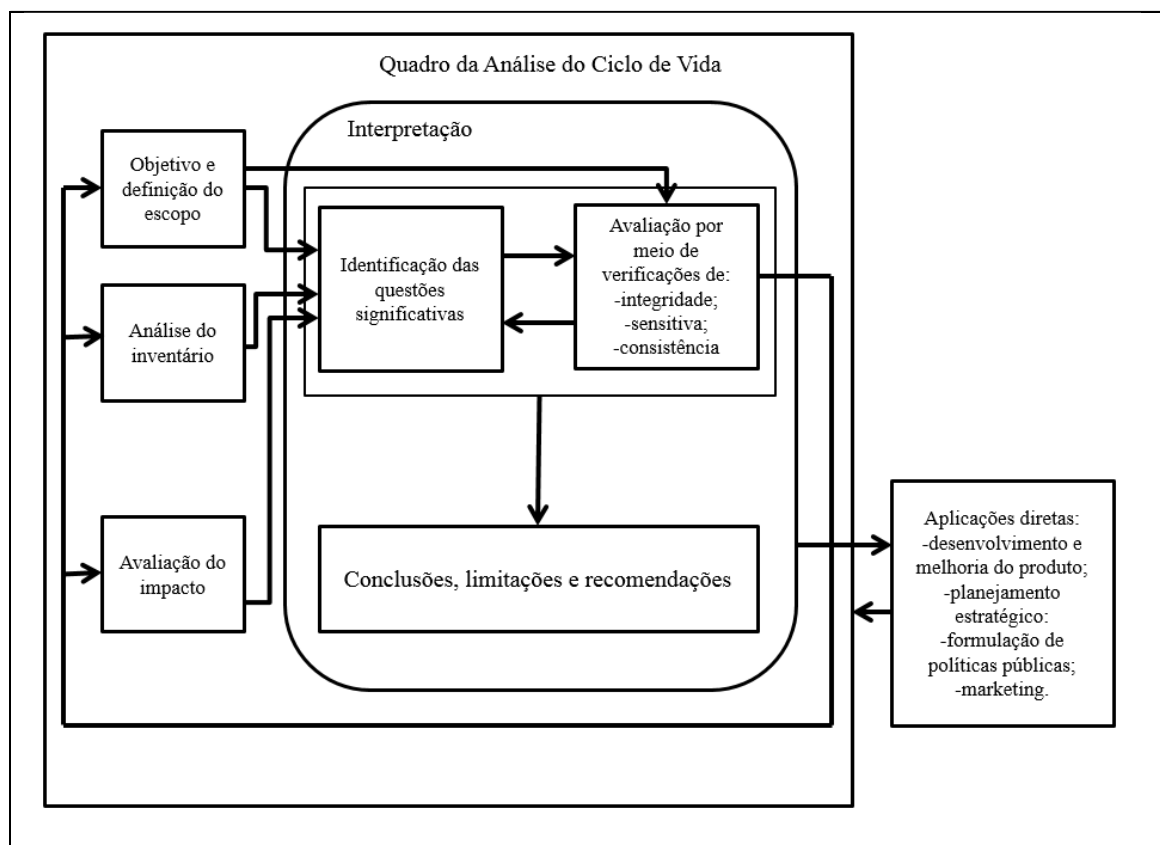
Categoria de impacto	Escala	Exemplos de impactos de ciclo de vida (ICV)	Descrição do fator de caracterização
Aquecimento global	Global	Emissões de gases de efeito estufa no ar, como dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> ), dióxido de nitrogênio (NO <sub>2</sub> ), metano (CH <sub>4</sub> ), clorofluorcarbono (CFC), hidroclorofluorcarbono (HCFC) e metil bromide (CH <sub>3</sub> Br)	Converte os dados de ICV em dióxido de carbono equivalente (kg de CO <sub>2</sub> -eq.). O potencial de aquecimento global pode ser expresso em um horizonte de 50, 100 ou 500 anos
Depleção da camada de ozônio	Global	Emissões de origem antropogênica, como clorofluorcarbono (CFC), hidroclorofluorcarbono (HCFC) e metil bromide (CH <sub>3</sub> Br)	Converte os dados de ICV em triclorofluorometano equivalentes (kg de CFC-11-eq.)
Acidificação	Regional Local	Emissão de substâncias acidificantes ao ar, como óxido de enxofre (SO <sub>x</sub> ), óxido de nitrogênio (NO <sub>x</sub> ), ácido clorídrico (HCl), ácido fluorídrico (HF) e amônia (NH <sub>4</sub> )	Converte os dados de ICV em dióxido de enxofre equivalente (SO <sub>2</sub> -eq.)
Eutrofização	Local	Emissão de macronutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, no ar, água e solo, como fosfato (PO <sub>4</sub> ), óxido de nitrogênio (NO), dióxido de nitrogênio (NO <sub>2</sub> ), nitratos e amônia (NH <sub>4</sub> )	Converte os dados de ICV em fosfato equivalentes (PO <sub>4</sub> -eq.)
Ecotoxicidade terrestre	Local	Emissão de substâncias tóxicas ao ecossistema terrestre como cobre, zinco e selênio	Converte os dados de ICV em diclorobenzeno equivalentes (kg 1,4-diclorobenzeno-eq.)
Ecotoxicidade aquática	Local	Emissão de substâncias tóxicas ao ecossistema aquático	Converte os dados de ICV em diclorobenzeno equivalentes (kg 1,4-diclorobenzeno-eq.)
Depleção de recursos	Global Regional Local	Extração de minerais e utilização de combustíveis fósseis	Converte os dados de ICV em um índice que quantifica os recursos usados <i>versus</i> a quantidade de recursos restantes em reservas. Expressa os dados em antimônio equivalente (kg de antimônio-eq.)
Uso da terra	Global Regional Local	Todas as modificações geradas pelo uso da terra	Converte a massa de resíduos sólidos em volume usando uma estimativa da densidade. Expressa os valores em m <sup>2</sup> (m <sup>2</sup> /ano)
Uso da água	Regional Local	Todo o consumo e utilização de água	Converte os dados de ICV em um índice que quantifica a água utilizada <i>versus</i> a quantidade de recursos restantes em reservas

(EPA, 2006; Guinée et al., 2002)

#### 5.4. Interpretação do ciclo de vida

A última etapa é a interpretação do ciclo de vida, em que os resultados da análise, e todas as escolhas e as premissas feitas no decorrer da análise, são avaliadas em termos de solidez e robustez, e são tiradas as conclusões gerais (Guinée et al., 2002). Os principais elementos da fase de interpretação são a avaliação e a análise dos

resultados, onde o autor deve apresentar os resultados de forma clara e compreensível, consistentes com o objetivo e o escopo definidos; e a formulação das conclusões e recomendações do estudo, em que se deve buscar identificar as limitações da análise e fazer recomendações para o público-alvo da ACV (ISO, 2006). A relação entre os elementos da ACV estão esquematizadas na Figura 8.



**Figura 8.** Relação entre os elementos de uma análise do ciclo de vida (ISO, 2006).

### 5.5. Limitações do método

A metodologia de ACV para avaliação ambiental, por ser um modelo extremamente compreensivo, necessita de uma grande quantidade de dados para se fazer a análise. Isso faz com que várias incertezas estejam atreladas aos dados. Entretanto, é uma das metodologias mais úteis para este tipo de avaliação, por possibilitar uma visão integrada dos problemas ambientais associados a um produto, ou a um sistema (Alvarenga, 2010).

Os dados de entradas e saídas de uma ACV, geralmente são valores médios. Por este motivo, devem-se avaliar as incertezas dos dados ao final da ACV, que pode ser feita por meio da análise de sensibilidade do resultado final, a partir da incerteza existente nos dados (Alvarenga, 2010). No caso de um sistema agropecuário, existem

ainda mais incertezas relacionadas aos parâmetros técnicos e dados de inventário de uma ACV, devido à grande diversidade do sistema de produção e à ampla variedade de práticas agrícolas (Basset-Mens & van der Werf, 2005). Esse é um dos principais problemas para a aplicação da ACV em sistemas agrícolas, pela falta de referências sobre a diversidade dos sistemas existentes e a complexidade das interações entre as variáveis (Prudêncio da Silva, 2011).

## **5.6. Utilização da análise do ciclo de vida na produção de suínos**

A suinocultura é um setor altamente complexo, que envolve a produção de fertilizantes e pesticidas para a produção de grãos, transformação da terra, transporte de matérias-primas e do produto final, energia e calor, água para o consumo animal, limpeza das instalações e abate e manejo dos resíduos e dejetos (McAuliffe et al., 2016).

Vários estudos utilizaram a metodologia de ACV para estimar o impacto ambiental da produção de suínos na Europa (Basset-Mens and van der Werf, 2005; de Vries et al., 2013; Dourmad et al., 2014; Garcia-Launay et al., 2014), Ásia (Ogino et al., 2013) e América do Norte (Pelletier et al., 2010; Mackenzie et al., 2015, 2016). No Brasil, a utilização da ACV ainda é recente e são poucos os trabalhos encontrados. Essa metodologia foi utilizada na avaliação da produção de soja em diferentes cenários de produção e transporte (Prudêncio da Silva et al., 2010), na produção de frangos de corte (Alvarenga et al., 2012; Prudêncio da Silva et al., 2014) e na produção de suínos em diferentes métodos de manejo de dejetos (Cherubini et al., 2015). Porém, o impacto da nutrição de suínos sobre a ACV ainda é pouco abordado (Monteiro et al., 2016).

Entre as principais etapas produtivas que influenciam o impacto ambiental da produção de suínos, pode-se citar (i) a produção de rações, (ii) o alojamento, (iii) o manejo de dejetos e (iv) o abate. Entretanto, quando a pesquisa refere-se ao impacto da nutrição ou alimentação, a etapa de abate geralmente é descartada (Garcia-Launay et al., 2014; Monteiro et al., 2016), devido o baixo impacto que representa dentro do sistema produtivo (Cherubini et al., 2015).

### **5.6.1. Produção de rações**

Na produção intensiva de suínos, os animais são geralmente alimentados com dietas ricas em proteína e energia, que contribui significativamente com o impacto ambiental da cadeia suinícola (Basset-Mens & van Der Werf, 2005; de Vries & de Boer, 2010). Os ingredientes utilizados nas dietas de suínos possuem diferentes valores de

impacto ambiental, diferindo tanto pela forma de obtenção, como reservas minerais para o fosfato, quanto pela região produtora, como o caso de ingredientes associados com o processo de desmatamento (Tabela 3).

**Tabela 3.** Impacto ambiental dos principais ingredientes utilizados na dieta de suínos de acordo com a análise do ciclo de vida (dados por kg de alimento).

Ingredientes	PAG (kg CO <sub>2</sub> -eq.)	EU (g PO <sub>4</sub> -eq.)	AC (g SO <sub>2</sub> -eq.)	ECO (g 1.4-DBC-eq.)	OT (m <sup>2</sup> ·ano)	DAE (MJ)
Milho – DE	0.81	4.8	11.5	2.0	0.8	4.20
Milho – ND	0.39	5.1	14.5	2.1	0.8	3.53
Soja – DE	1.70	5.5	4.2	3.9	1.6	9.40
Soja – ND	0.39	5.6	2.4	2.5	1.8	5.86
Óleo de soja – DE	3.69	12.1	9.2	8.5	3.6	19.57
Óleo de soja – ND	0.79	12.4	5.2	5.3	3.9	11.70
Fosfato bicálcico	1.25	13.2	25.2	6.3	0.3	14.58
Sal	0.20	0.2	2.1	0.0	0.0	2.93
Premix	0.64	4.4	2.6	2.3	1.0	9.05
Calcário	0.04	0.0	0.2	0.1	0.0	0.76
Bicarbonato de Na	1.09	3.3	4.3	7.3	0.0	20.03

Produção em áreas desmatadas nos últimos 100 anos (DE) e em áreas desmatadas há mais de 100 anos (ND). Dados adaptados de Prudêncio da Silva et al. (2014).

PAG, potencial de aquecimento global; EU, potencial de eutrofização; AC, potencial de acidificação; ECO, ecotoxicidade terrestre; OT, ocupação de terra; DAE, demanda acumulada de energia.

Para o cálculo do impacto do ciclo de vida de ingredientes utilizados como matérias-primas nas rações de suínos, vários fatores precisam ser considerados. Tomando a produção de milho como exemplo (Alvarenga, 2010), para o cálculo do impacto do ciclo de vida de 1 kg de grão, é necessário o levantamento do sistema de plantio (direto ou convencional), caracterização da região produtora (área desmatada ou não), entradas utilizadas para o preparo do solo (maquinário, combustível), tipo de fertilização (química ou orgânica, bem como as fontes de N, fosfato, potássio, calcário) e formas de controle de pragas (substância ativa presente nos pesticidas, fungicidas, herbicidas). Após o levantamento do inventário para a produção do grão, é necessário calcular os impactos decorrentes da colheita, transporte até a etapa de secagem e posterior transporte até a fábrica de rações.

Geralmente, a etapa de produção de ração é a que mais contribui com o impacto em uma ACV, principalmente sobre a ecotoxicidade terrestre, demanda acumulada de energia e ocupação de terra (Basset-Mens & van Der Werf, 2005; Garcia-Launay et al., 2014).



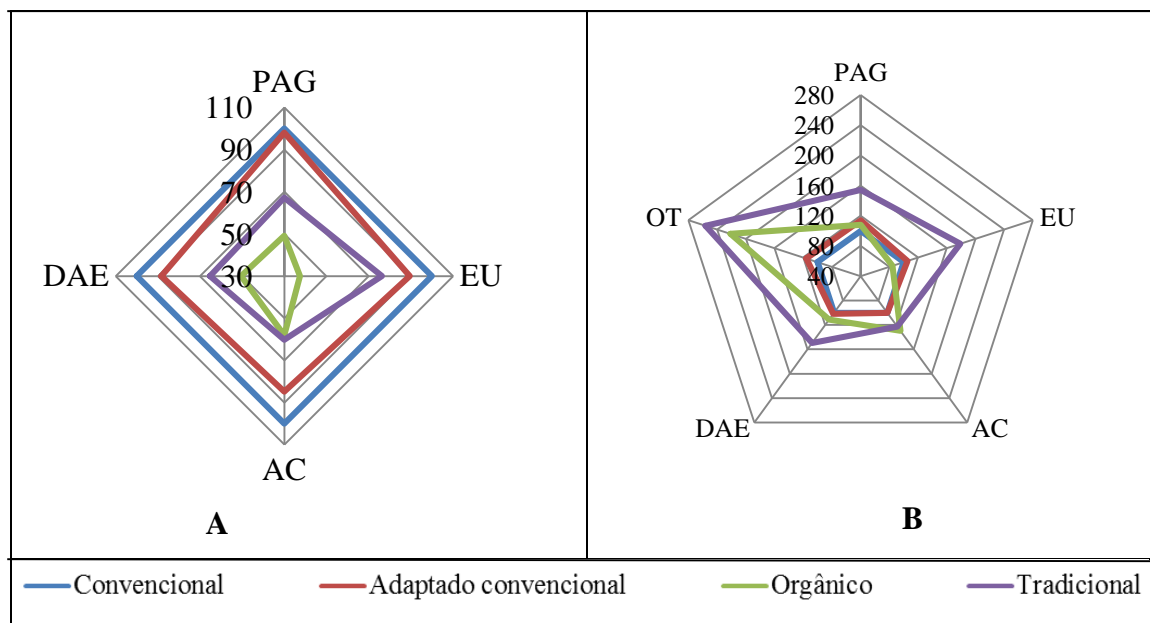
### 5.6.2. Alojamento

A etapa de alojamento abrange todas as emissões decorrentes do manejo dos animais e dos dejetos antes de sua disposição final, sendo as emissões variáveis de acordo com as instalações, como animais confinados em piso ripado ou compacto, ou animais criados no sistema de cama sobreposta (Reckmann et al., 2012; Garcia-Launay et al., 2014).

Com relação aos compostos nitrogenados, fatores de emissão devem ser aplicados sobre a quantidade de N excretada para estimativa das emissões de  $\text{NH}_3$  (como exemplo o fator 0,24 kg de  $\text{N-NH}_3/\text{kg N}$  excretado, proposto por Rigolot et al., 2010b),  $\text{N}_2\text{O}$  (IPCC, 2006),  $\text{NO}_x$  (Dämmgen & Hutchings, 2008). As emissões entéricas de metano podem ser calculadas em função da fibra digestível ingerida, como proposto por Rigolot et al. (2010a).

No que se refere ao sistema de produção de suínos, em uma avaliação do impacto do sistema convencional, convencional adaptado, tradicional e orgânico na Europa, Dourmad et al. (2014), ao expressarem o potencial de impacto ambiental por kg de peso vivo dos suínos (Figura 9), notaram que o sistema tradicional obteve o maior impacto na categoria de aquecimento global (3,47 kg de  $\text{CO}_2\text{-eq}$ ), superando o sistema convencional (2,25 kg de  $\text{CO}_2\text{-eq}$ ). Porém, remeteram este dado ao fato de que este sistema possui uma menor eficiência alimentar, devido à utilização de raças mais rústicas. O sistema convencional adaptado também apresentou maior impacto na categoria aquecimento global (2,57 kg de  $\text{CO}_2\text{-eq}$ ) que o sistema convencional, principalmente devido ao baixo desempenho animal e utilização mais frequente de cama sobreposta.

Com relação à ocupação da terra, o sistema tradicional apresentou o maior impacto (10,6  $\text{m}^2$ ), seguido pelo sistema orgânico (9,14  $\text{m}^2$ ) e o convencional (4,13  $\text{m}^2$ ) (Figura 9-B). Para o sistema tradicional, a alta ocupação da terra é devido a terminação de suínos ser ao ar livre, fato que contribui com mais de 50% da ocupação da terra/kg de peso vivo. Para o sistema orgânico, a alta ocupação da terra deve-se ao baixo rendimento das culturas utilizadas neste sistema. Entretanto, quando os impactos são expressos por hectare de terra utilizada, os sistemas assumem classificação inversa, com o orgânico como o menos impactante, seguido pelo tradicional, convencional adaptado e convencional (Figura 9-A).



**Figura 9.** Análise do ciclo de vida de diferentes sistemas de produção de suínos (em porcentagem do sistema convencional): **A**, dados analisados por hectare de terra utilizada; **B**, dados analisados por kg de peso vivo. PAG, potencial de aquecimento global, EU, potencial de eutrofização; AC, potencial de acidificação; DAE, demanda acumulada de energia; OT, ocupação de terra (Dourmad et al., 2014).

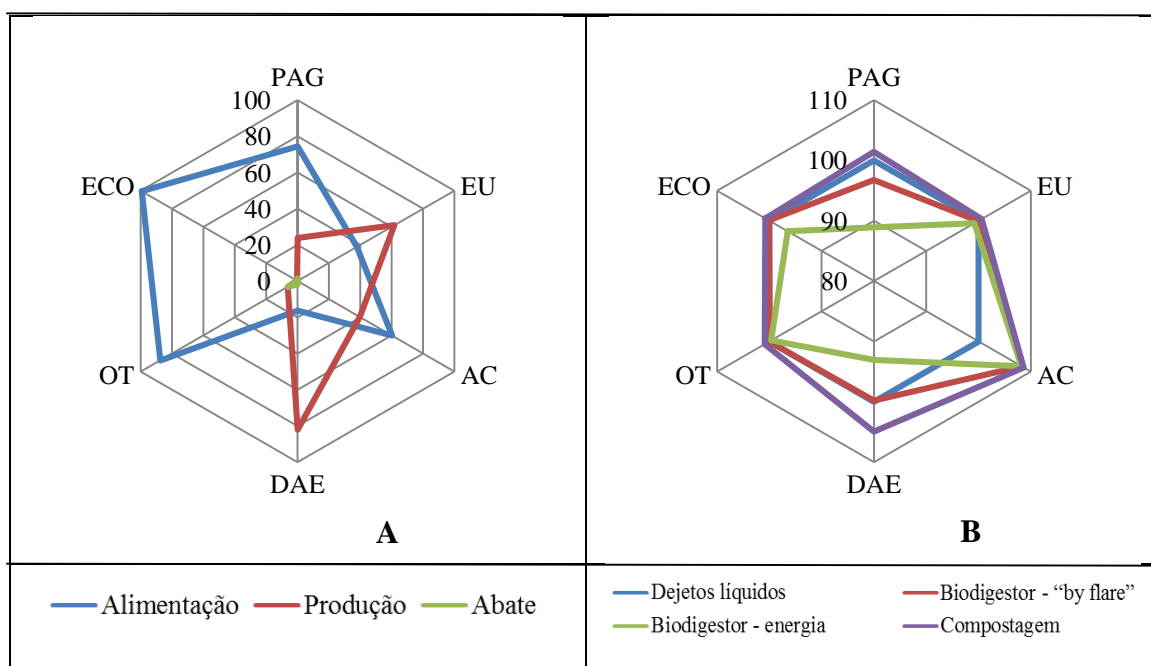
### 5.6.3. Manejo de dejetos

As emissões que ocorrem em sequência à etapa de alojamento, incluem emissões durante a armazenagem de dejetos e sua posterior aplicação no campo. Para tanto, as emissões de compostos nitrogenados, da mesma forma como na etapa de alojamento, são calculadas aplicando coeficientes de emissão à quantidade de N restante após as emissões durante a etapa de alojamento. Dessa forma, é possível obter as quantidades emitidas durante a armazenagem e aplicação dos dejetos de  $\text{NH}_3$  (Rigolot et al., 2010b e Andersen et al. 2001, respectivamente),  $\text{N}_2\text{O}$  (IPCC, 2006 para ambas as etapas),  $\text{NO}_x$  (Dämmgen & Hutchings, 2008 e Nemecek & Kägi, 2007, respectivamente). As emissões de metano durante a armazenagem dos dejetos podem ser calculadas em função da matéria orgânica excretada, levando em conta a temperatura ambiental da região produtora, como proposto por Rigolot et al. (2010b).

A etapa de manejo de dejetos tem grande influência sobre o impacto ambiental da produção de suínos, e também pode variar em função do tipo de tratamento. Neste sentido, Cherubini et al. (2015) avaliaram quatro sistemas de manejo de dejetos suínos: dejetos líquidos armazenados em tanques, biodigestor para queima, biodigestor para

fins de geração de energia e compostagem. De acordo com cada etapa produtiva, os autores observaram que a produção de ração contribui com 17,6 a 99,5% de todas as categorias de impacto ambiental, enquanto que a etapa de abate assume, comparativamente, proporções quase insignificantes (Figura 10-A).

O impacto sobre o potencial de aquecimento global foi maior para a compostagem (3552 kg CO<sub>2</sub>-eq) seguida do manejo de dejetos líquidos armazenados em tanques (3503 kg CO<sub>2</sub>-eq), conforme apresentado na Figura 10-B. Para acidificação, o menor valor ficou para o manejo de dejetos líquidos armazenados em tanques (76,1 kg SO<sub>2</sub>-eq). Com relação à demanda cumulativa de energia, o menor valor foi obtido com o biodigestor para fins de geração de energia (20,0 MJ). Comparativamente, a ACV indicou que a utilização do biodigestor para fins de geração de energia apresentou o melhor desempenho ambiental para a maioria das categorias de impacto, principalmente devido à captura do biogás e pelo potencial de economia de energia.



**Figura 10.** Análise do ciclo de vida da produção de suínos: **A**, impacto de cada etapa produtiva, em porcentagem do impacto ambiental total da produção; **B**, impacto do sistema de manejo de dejetos, em porcentagem do manejo de dejetos líquidos. PAG, potencial de aquecimento global, EU, potencial de eutrofização; AC, potencial de acidificação; DAE, demanda acumulada de energia; OT, ocupação de terra (Cherubini et al., 2015).

#### 5.6.4. Análise do ciclo de vida e proteína bruta na dieta

Como a produção de rações é a etapa que mais contribui com o impacto do ciclo de vida da produção de suínos (van der Werf et al., 2005), vários trabalhos avaliaram diferentes estratégias de alimentação sobre o impacto deste setor produtivo. Entretanto, a redução do conteúdo de proteína bruta na dieta de suínos é um dos temas mais abordados (Tabela 4).

**Tabela 4.** Impacto de diferentes estratégias de alimentação e nutrição sobre o pontencial de aquecimento global (PAG), potencial de eutrofização (EU) e potencial de acidificação (AC) decorrentes de diferentes sistemas de produção de suínos.

Estudo	País	Unidade funcional	Dieta	PB	PAG	EU	AC
				g/kg	kg CO <sub>2</sub> -eq.	g PO <sub>4</sub> -eq.	g SO <sub>2</sub> -eq.
Ogino et al. (2013)	Japão	kg PV	Convencional	155,5	3,16	9,1	21,7
			Baixa PB	126,5	2,99	6,6	20,7
Garcia-Launay et al. (2014)	França	kg PV	Soja- sem AA	180,0	2,68	21,2	53,2
			Soja- com AA	132,0	2,31	16,9	36,6
			Soja- baixa PB	123,0	2,26	16,5	34,6
			Grãos- sem AA	169,0	2,41	21,6	48,3
			Grãos- com AA	133,0	2,22	16,8	36,9
			Grãos- baixa PB	123,0	2,26	16,5	34,6
Mackenzie et al (2016)	Canadá	kg carcaça	Convencional	132,6	2,20	14,4	57,4
			Farinha de carne	146,9	2,16	15,8	61,6
			DDGS	138,4	2,55	14,3	56,5
			Farelo de trigo	135,0	1,95	16,6	56,9
			Resíduos de padaria	132,2	2,13	14,1	55,8
			Baixa PB	126,5	2,45	55,1	16,1
Monteiro et al. (2016)	Brasil	kg GP	Sem AA	160,1	2,37	62,4	18,6
			Com AA	149,4	2,39	60,6	17,9
			Baixa PB	126,5	2,45	55,1	16,1

PV, peso vivo; GP, ganho de peso; Soja, dietas baseadas em farelo de soja; Grãos, dietas baseadas em farelo de soja e grãos de cereais; sem AA, dietas sem inclusão de aminoácidos industriais; com AA, dietas com inclusão de aminoácidos industriais e nível mínimo de proteína bruta; Baixa PB, dieta com inclusão de aminoácidos industriais e nível reduzido de proteína bruta.

As implicações ambientais da incorporação de L-lisina, L-treonina e fontes de metionina em dietas para aves e suínos, utilizando a ACV, foram avaliadas por Mosnier et al. (2011). Foram avaliadas dietas para as fases de crescimento e terminação (70 aos 180 dias) nos seguintes cenários: (i) única fase sem incorporação dos três AAI; (ii) duas fases sem incorporação de AAI; (iii) duas fases contendo 16,5% e 15,0% de PB, respectivamente, e incorporação de AAI; (iv) duas fases sem restrição do nível de PB e incorporação dos três AAI. Outras duas formulações adicionais foram elaboradas para maximizar a incorporação dos três AAI e minimizar a emissão de gases de efeito estufa.

Os autores supracitados observaram que nas dietas baseadas em cereais associados ao desmatamento, a incorporação de AAI reduziu o impacto na categoria aquecimento global. Entretanto, este efeito não foi observado quando se utilizou grãos

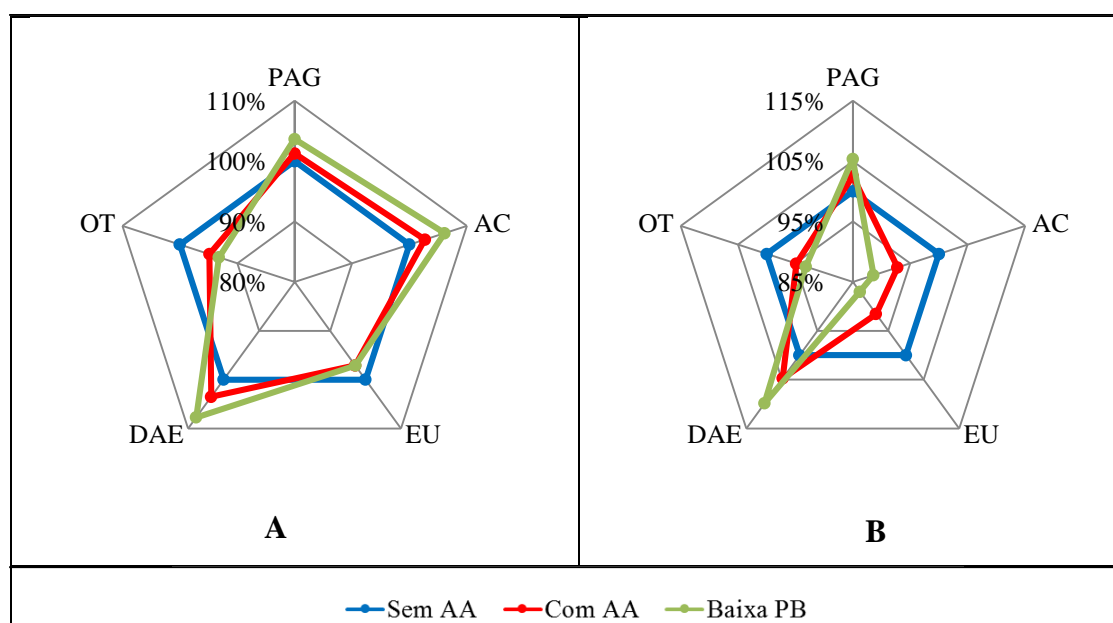
que não eram associados a este processo. De maneira geral, independentemente dos ingredientes bases utilizados na dieta, a incorporação de AAI reduziu o impacto das dietas nas categorias potencial de eutrofização, ecotoxicidade terrestre e demanda cumulativa de energia. As dietas formuladas para mínima emissão de gases de efeito estufa tiveram os menores valores para aquecimento global e demanda cumulativa de energia, porém, o mesmo não foi observado para as outras categorias de impacto.

Resultado similar foi observado por Garcia-Launay et al. (2014), que avaliaram o impacto de diferentes modalidades de incorporação de AAI em dietas para suínos por meio da ACV. Os autores avaliaram duas modalidades de manejo de dejetos (líquido e sólido), duas hipóteses de fontes de proteína (apenas farelo de soja *versus* farelo de soja, ervilha e farelo de canola) e fontes proteicas associadas ou não ao processo de desmatamento. Para os animais em crescimento e terminação, três programas nutricionais foram considerados: uma fase, duas fases e multi fases. Os cenários de formulação foram os seguintes: formulação sem inclusão de AAI, formulação com adição de AAI e conteúdo de PB fixo, adição de AAI e redução do conteúdo de PB. Para as dietas baseadas apenas em farelo de soja, os menores impactos com relação ao aquecimento global, potencial de acidificação e potencial de eutrofização foram para o programa alimentar multi fases com dietas com redução do nível de PB.

Entretanto, nem sempre a redução do conteúdo de PB na dieta de suínos é acompanhada pela redução do impacto ambiental. Em um estudo que avaliou o uso de coprodutos nas dietas de suínos, foi reportado que a utilização de farinha de carne na dieta aumentou o conteúdo de PB quando comparada às dietas baseadas em milho e farelo de soja (147 *versus* 133 g de PB/kg, respectivamente; Mackenzie et al., 2016). Entretanto, o potencial de aquecimento global para cada kg de carcaça suína foi 2% inferior quando os animais foram alimentados com dietas baseadas em farinha de carne, considerando um sistema canadense de produção de suínos.

Os benefícios do uso de co-produtos em dietas para suínos para a sustentabilidade do sistema produtivo são claros, uma vez que os coprodutos possuem seu impacto alocado a partir do produto principal. No estudo desenvolvido no Canadá, a farinha de carne foi alocada a partir da produção de carne para o consumo humano; uma vez que a alocação é baseada no valor econômico de ambos os produtos (produto principal: carne para o consumo humano e seu coproduto: farinha de carne e ossos), como coprodutos apresentam menor preço, é esperado que os impactos ambientais sejam reduzidos por meio do uso destes ingredientes.

Outro estudo, avaliando o impacto ambiental da produção de suínos no Brasil, demonstrou que à medida que o conteúdo de PB na dieta de suínos foi reduzido pela incorporação de AAI, o impacto do ciclo de vida das dietas aumentou para as categorias aquecimento global, acidificação e demanda de energia (Figura 11-A; Monteiro et al., 2016). Entretanto, quando o impacto é avaliado para toda a produção, a utilização de AAI na dieta pode ser interessante para reduzir impactos associados com a excreção de N, como acidificação e eutrofização (Figura 11-B). Neste estudo, a substituição do farelo de soja por AAI aumentou o potencial de aquecimento global da produção de suínos, pois a produção de cada kg de AAI emite mais CO<sub>2</sub>-eq. que a produção de grãos utilizados como fontes proteicas, quando estes não são associados ao processo de desmatamento. Além disso, a menor excreção de N em suínos alimentados com dietas de baixa PB compensou o maior impacto da dieta sobre a categoria acidificação.



**Figura 11.** Análise do ciclo de vida da produção de dietas (A) sem a inclusão de aminoácidos industriais (Sem AA), com aminoácidos industriais (Com AA) e com aminoácidos e redução do nível de proteína bruta (Baixa PB), e da produção de suínos (B). Impactos são expressos em porcentagem da dieta ‘Sem AA’. PAG, potencial de aquecimento global, EU, potencial de eutrofização; AC, potencial de acidificação; DAE, demanda acumulada de energia; OT, ocupação de terra (Monteiro et al., 2016).

## 6. Perspectivas

De maneira geral, muitos estudos utilizaram a metodologia de ACV para estimar o impacto ambiental da produção de suínos. No Brasil, entretanto, as pesquisas ainda

são recentes, demonstrando ser uma linha com grande potencial para ser explorada nas condições nacionais, principalmente levando-se em consideração que o país é o quarto maior produtor de carne suína, com 3.643 mil toneladas produzidas em 2015 (ABPA, 2016), e que o governo brasileiro tem investido em programas de desenvolvimento limpo na suinocultura.

Outro ponto referente a estes trabalhos é que, até o momento, apenas uma publicação levou em conta a variabilidade existente entre os animais (Monteiro et al., 2016). A variabilidade pode afetar tanto o desempenho, como as exigências nutricionais (Brossard et al., 2014), influenciando, conseqüentemente, a excreção de nutrientes e a emissão de gases. Além disso, geralmente os dados de entradas e saídas de uma ACV são valores médios obtidos a partir de dados da agroindústria. Isso faz com que várias incertezas estejam atreladas aos dados, principalmente na produção animal, devido à grande diversidade de práticas agrícolas e de manejo (Basset-Mens & van der Werf, 2005), e à complexidade das interações entre as variáveis avaliadas (Prudêncio da Silva, 2011). Neste contexto, há uma lacuna para ser preenchida nestas pesquisas, que se refere à validação dos resultados de ACV obtidos a partir de dados estimados com dados observados experimentalmente, em condições inerentes a cada país e/ou região produtiva.

## LITERATURA CITADA

- ABIOVE, 2016. Moratória da Soja: Mapeamento e monitoramento do plantio de soja no bioma Amazônia e 9º Ano. Available from: [http://www.abiove.org.br/site/\\_FILES/Portugues/09112016-141009-relatorio\\_da\\_moratoria\\_da\\_soja\\_2015-16\\_gts.pdf](http://www.abiove.org.br/site/_FILES/Portugues/09112016-141009-relatorio_da_moratoria_da_soja_2015-16_gts.pdf).
- ABPA 2016. Annual Report 2016. Available from: [http://abpa-br.com.br/storage/files/versao\\_final\\_para\\_envio\\_digital\\_1925a\\_final\\_abpa\\_relatorio\\_anual\\_2016\\_portugues\\_web1.pdf](http://abpa-br.com.br/storage/files/versao_final_para_envio_digital_1925a_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web1.pdf).
- Alexandratos, N.; Bruinsma, J. 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. In: Division, A.D.E. (Ed.). Food and Agriculture Organization of the United Nations, p. 154. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/009/a0607e/a0607e00.HTM>.
- Alonso, V.; Campo, M.D.M.; Provincial, L.; Roncalés, P.; Beltrán, J.A. 2010. Effect of protein level in commercial diets on pork meat quality. *Meat Science* 85: 7-14.
- Alvarenga, R.A.F. 2010. Avaliação de métodos de AICV: um estudo de caso de quatro cenários de ração para frangos de corte. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Alvarenga, R.A.F.; Prudêncio da Silva, V.P.; Soares, S.R. 2012. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *Journal of Cleaner Production* 28: 25-32.
- Andersen, J.M.; Poulsen, H.D.; Børsting, C.F.; Rom, H.B.; Sommer, S.G.; Hutchings, N.J. 2001. Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Faglig rapport fra DMU No. 353. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.
- Andretta, I.; Pomar, C.; Kipper, M.; Hauschild, L.; Rivest, J. 2016. Feeding behavior of growing–finishing pigs reared under precision feeding strategies. *Journal of Animal Science* 94: 3042-3050.



- Andretta, I.; Pomar, C.; Rivest, J.; Pomar, J.; Lovatto, P.A.; Radünz Neto, J. 2014. The impact of feeding growing–finishing pigs with daily tailored diets using precision feeding techniques on animal performance, nutrient utilization, and body and carcass composition. *Journal of Animal Science* 92: 3925-3936.
- Ball, M.E.E.; Magowan, E.; McCracken, K.J.; Beattie, V.E.; Bradford, R.; Gordon, F.J.; Robinson, M.J.; Smyth, S.; Henry, W. 2013. The Effect of Level of Crude Protein and Available Lysine on Finishing Pig Performance, Nitrogen Balance and Nutrient Digestibility. *Asian Australasian Journal of Animal Science* 26: 564-572.
- Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G. 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105: 127-144.
- Boustead, I. 1994. *Plastics and the environment: Review Report (Rapra Review Reports)*. 7(3), 110p.
- Boustead, I.; Hancock, G.E. 1979. *Handbook of industrial Energy Analysis*. New York.
- Brasil 2012. Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). In (Ed. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), p. 173. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário, coordenação da Casa Civil da Presidência da República, Brasília.
- Brasil 2015. Suinocultura de Baixa Emissão de Carbono: Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). In Eds. A Ministério da and Pe Abastecimento)Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário, coordenação da Casa Civil da Presidência da República, Brasília.
- Brimblecombe, P. 1995. *Air Composition and Chemistry*. Cambridge University Press.
- Brossard, L.; Vautier, B.; van Milgen, J.; Salaun, Y.; Quiniou, N. 2014. Comparison of in vivo and in silico growth performance and variability in pigs when applying a feeding strategy designed by simulation to control the variability of slaughter weight. *Animal Production Science* 54: 1939-1945.
- Bunger, L.; Lambe, N.R.; McLean, K.; Cesaro, G.; Walling, G.A.; Whitney, H.; Jagger S.; Fullarton, P.; Maltin, C.A.; Wood, J.D. 2015. Effects of low protein diets on

- performance of pigs with a lean genotype between 40 and 115 kg liveweight. *Animal Production Science* 55: 461-466.
- Cherubini, E.; Zanghelini, G. M.; Tavares, J.M.R.; Belletini, F.; Soares, S.R. 2015. The finishing stage in swine production: influences of feed composition on carbon footprint. *Environment, Development and Sustainability* 17: 1313–1328.
- CNA 2016. Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. Balanço 2016 e perspectivas 2017. Available from: <http://www.cnabrazil.org.br/balanco-2016-e-perspectivas-2017>.
- Cortus, E.L., Lemay, S.P., Barber, E.M., Hill, G.A., Godbout, S.. 2008. A dynamic model of ammonia emission from urine puddles. *Biosystems Engineering* 99: 390–402.
- Dämmgen, U.; Hutchings, N.J. 2008. Emissions of gaseous nitrogen species from manure management - A new approach. *Environ. Pollut.* 154: 488-497.
- Davis, T.A.; Nguyen, H.V.; Suryawan, A.; Bush, J.A.; Jefferson, L.S.; Kimball, S.R. 2000. Developmental changes in the feeding-induced stimulation of translation initiation in muscle of neonatal pigs. *American Journal of Physiology - Endocrinology And Metabolism* 279: E1226-E1234.
- de Vries, J.W.; Aarnink, A.J.A.; Groot Koerkamp, P.W.G.; de Boer, I.J.M. 2013. Life Cycle Assessment of Segregating Fattening Pig Urine and Feces Compared to Conventional Liquid Manure Management. *Environmental Science & Technology* 47: 1589-1597.
- de Vries, M.; de Boer, I.J.M. 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science* 128: 1-11.
- D'Mello, J.P.F. 2003. Amino acids in animal nutrition. CABI International. 485 p.
- Doreau, M., van der Werf, H.M.G., Micol, D., Dubroeuq, H., Agabriel, J., Rochette, Y., Martin, C. 2011. Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. *Journal of Animal Science* 89: 2518–2528.
- Dourmad, J.-Y.; Jondreville, C. 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock Science* 112: 192-198.
- Dourmad, J.-Y.; Ryschawy, J.; Trousson, T.; Bonneau, M.; González, J.; Houwers, H.W.J.; Hviid, M.; Zimmer, C.; Nguyen, T.L.T.; Morgensen, L. 2014.

- Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. *Animal* 8: 2027-2037.
- Dourmad, J.-Y.; Sève, B.; Latimier, P.; Boisen, S.; Fernández, J.; van der Peet-Schwering, C.; Jongbloed, A.W. 1999. Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark. *Livestock Production Science* 58: 261-264.
- EPA 2006. Life cycle assessment: Principles and practice. In (Ed. EPA R) Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- Erisman, J.W.; Sutton, M.A.; Galloway, J.; Klimont, Z.; Winiwarter, W. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geosci* 1: 636-639.
- FAO 2000. Fertilizer Requirements in 2015 and 2030. In Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO 2003. World agriculture: Towards 2015/2030. An FAO perspective. . In Food and Agriculture Organization of the United Nations Earthscan Publications Ltda, Londres.
- FAO 2006. Livestock's long shadow- environmental issues and options. FAO, Rome, Italy.
- FAO 2009. How to feed the world in 2050. In High-Level Expert Forum Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO 2014. Sources of Meat. In Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FATMA 2009. Instrução Normativa nº 11, 2009. Dispõe sobre Suinocultura. SC, 2009. 8 p.
- FEPAM 2007. Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura. [Porto Alegre]: [s.n.], 2007. 10 p.
- FGV 2016. Sustentabilidade dá vantagens a empresas que querem exportar. Fundação Getúlio Vargas. Available from: <http://gvces.com.br/sustentabilidade-da-vantagens-a-empresas-que-querem-exportar?locale=pt-br>.
- FIESP 2014. Santa Catarina em dados. Available from: [http://fiesc.com.br/sites/default/files/medias/25\\_set\\_sc\\_dados\\_2014\\_em\\_baixa\\_para\\_site.pdf](http://fiesc.com.br/sites/default/files/medias/25_set_sc_dados_2014_em_baixa_para_site.pdf).
- Figuroa, J.L.; Lewis, A.J.; Miller, P.S. 2000. Nitrogen balance and growth trials with pigs fed low-crude protein, amino acid-supplemented diets. *Nebraska Swine Report* 110: 26-28.

- Fuller, M.F.; McWilliam, R.; Wang, T.C.; Giles, L.R. 1989. The optimum dietary amino acid pattern for growing pigs: 2. Requirements for maintenance and for tissue protein accretion. *British Journal of Nutrition* 62: 255-267.
- Galassi, G.; Colombini, S.; Malagutti, L.; Crovetto, G.M.; Rapetti, L. 2010. Effects of high fibre and low protein diets on performance, digestibility, nitrogen excretion and ammonia emission in the heavy pig. *Animal Feed Science and Technology* 161: 140-148.
- Gallo, L.; Dalla Montà, G.; Carraro, L.; Cecchinato, A.; Carnier, P.; Schiavon, S. 2014. Growth performance of heavy pigs fed restrictively diets with decreasing crude protein and indispensable amino acids content. *Livestock Science* 161: 130-138.
- Galloway, J.N.; Dentener, F.J.; Capone, D.G.; Boyer, E.W.; Howarth, R.W.; Seitzinger, S.P.; Asner, G.P.; Cleveland, C.C.; Green, P.A.; Holland, E.A.; Karl, D.M.; Michaels, A.F.; Porter, J.H.; Townsend, A.R.; Vöosmarty, C.J. 2004. Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.
- Galloway, J.N.; Townsend, A.R.; Erisman, J.W.; Bekunda, M.; Cai, Z.; Freney, J.R.; Martinelli, L.A.; Seitzinger, S.P.; Sutton, M.A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potentials solutions. *Science* 320: 889-892.
- Garcia-Launay, F.; van der Werf, H.M.G.; Nguyen, T.T.H.; Le Tutour, L.; Dourmad, J.-Y. 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Livestock Science* 161: 158-175.
- Gerber, P.J.; Steinfeld, H.; Henderson, B.; Mottet, A.; Opio, C.; Dijkman, J.; Faluccci, A.; Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. In Eds. F Nations and U Agriculture Organization of the), Roma.
- Gibbs, H.K., L. Rausch, J. Munger, I. Schelly, D. C. Morton, P. Noojipady, B. Soares-Filho, P. Barreto, L. Micol, and N. F. Walker. 2015. Brazil's Soy Moratorium: Supply-chain governance is needed to avoid deforestation. *Science* 347: 377-378.
- Guinée, J.; de Bruijn, H.; van Duin, R.; Huijbregts, M.A.J. 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Springer Netherlands.

- Ham, J. 2016. The world's nitrogen cycle and human impacts. In Joint Annual Meeting, Salt-Lake City, p. 620.
- Hernández, F.; Martínez, S.; López, C.; Megías, M.D.; López, M.; Madrid, J. 2011. Effect of dietary crude protein levels in a commercial range, on the nitrogen balance, ammonia emission and pollutant characteristics of slurry in fattening pigs. *Animal* 5: 1290-1298.
- IAP 2009. Instrução Normativa nº 105/006 – Anexo 6: Aplicação de dejetos de suínos no solo para fins agrícolas. 2009. 5 p.
- IBGE 2016. Comunicação Social de 3 de março de 2016. Available from: <http://saladeimprensa.ibge.gov.br/noticias.html?view=noticia&id=1&idnoticia=3111&busca=1&t=2015-pib-cai-3-8-totaliza-r-5-9-trilhoes>.
- IPCC 2000. Special Report on Emissions Scenarios. In Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds. N Nakicenovic and et al.) Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- IPCC 2013. Summary for Policymakers. In *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (eds. TF Stocker, D Qin, GK Plattner, M Tignor, SK Allen, J Boschung, A Nauels, Y Xia, V Bex and PM Midgley) Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC. Climate change 2007: The Physical Science Basis. <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-frontmatter.pdf>. Accessed 10 Mar 2015.
- ISO 2006. ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. In (Ed. ISOC Office), Geneva.
- Jensen, A.A.; Hoffman, L.; Møller, B.T.; Schmidt, A. 1997. Life-cycle assessment (LCA) – a guide to approaches, experiences and information sources. In, p. 116. European Environment Agency.
- Jolliet, O.; Margni, M.; Charles, R.; Humbert, S.; Payet, J.; Rebitzer, G.; Rosenbaum, R. 2003. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8: 324.
- Kebreab, E.; Liedke, A.; Caro, D.; Deimling, S.; Binder, M.; Finkbeiner, M. 2016. Environmental impact of using specialty feed ingredients in swine and poultry production: A life cycle assessment I. *Journal of Animal Science* 94: 2664-2681.

- Mackenzie, S.G.; Leinonen, I.; Ferguson, N.; Kyriazakis, I. 2015. Accounting for uncertainty in the quantification of the environmental impacts of Canadian pig farming systems. *Journal of Animal Science* 93: 3130-3143.
- Mackenzie, S.G.; Leinonen, I.; Ferguson, N.; Kyriazakis, I. 2016. Can the environmental impact of pig systems be reduced by utilising co-products as feed? *Journal of Cleaner Production* 115: 172-181.
- McAuliffe, G.A.; Chapman, D.V.; Sage, C.L. 2016. A thematic review of life cycle assessment (LCA) applied to pig production. *Environmental Impact Assessment Review* 56: 12-22.
- Merten, G.H.; Minella, J.P. 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável* 3: 6.
- Monteiro, A.N.T.R.; Dourmad, J.Y.; Bertol, T.M.; Oliveira, P.A.V.; Kessler, A.M. 2015. Evaluation of reduced nutrient levels in growing-finishing pig diets. In Annual Meeting of the European Federation of Animal Science, Warsaw,
- Monteiro, A.N.T.R.; Pozza, P.C.; Garcia-Launay, F.; Brossard, L.; Wilfart, A.; Dourmad, J.-Y. 2016. The effect of amino acids utilization on environmental impact of fattening pig production. In 1st International Meeting of Advances in Animal Science, Jaboticabal.
- Monteny, G.J.; Erisman, J.W. 1998. Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 225-247.
- Mosnier, E.; van der Werf, H.M.G.; Boissy, J.; Dourmad, J.-Y. 2011. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal* 5: 1972-1983.
- Nelson, D.L.; Cox, M.M. 2014. *Lehninger principles of biochemistry*. 6th ed. New York: CABI Publishing, 2014, 1298 p.
- Nemecek, T.; Kägi, T. 2007. Life cycle inventories of Swiss and European agricultural production systems. In: 2007 Ecoinvent V2.0 Report. Rep. No. 15a. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich.
- Noblet, J.; Bellego, L.L.; van Milgen, J.; Dubois, S. 2001. Effects of reduced dietary protein level and fat addition on heat production and nitrogen and energy balance in growing pigs. *Animal Research* 50: 227-238.

- Noblet, J.; Fortune, H.; Shi, X.S.; Dubois, S. 1994. Prediction of net energy value of feeds for growing pigs. *Journal of Animal Science* 72: 344-354.
- Nørgaard, J.V.; Hansen, M.J.; Soumeh, E.A.; Adamsen, A.P.S.; Poulsen, H.D. 2014. Effect of protein level on performance, nitrogen utilisation and carcass composition in finisher pigs. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A — Animal Science* 64: 123-129.
- NRC 2012. *Nutrient Requirements of Swine*. 11th ed. New York: CABI Publishing, 2012, 360 p.
- Ogino, A.; Osada, T.; Takada, R.; Takagi, T.; Tsujimoto, S.; Tonoue, T.; Matsui, D.; Katsumata, M.; Yamashita, T.; Tanaka, Y. 2013. Life cycle assessment of Japanese pig farming using low-protein diet supplemented with amino acids. *Soil Science and Plant Nutrition* 59: 107-118.
- Oliveira, V.; Fialho, E.T.; Lima, J.A.F.; Bertechini, A.G.; Freitas, R.T.F. 2005. Teor de proteína no metabolismo do nitrogênio e da energia em suínos durante o crescimento. *Ciência e Agrotecnologia* 29: 866-874.
- Pelletier, N.; Lammers, P.; Stender, D.; Pirog, R. 2010. Life cycle assessment of high- and low-profitability commodity and deep-bedded niche swine production systems in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems* 103: 599-608.
- Philippe, F.-X.; Cabaraux, J.-F.; Nicks, B. 2011. Ammonia emissions from pig houses: Influencing factors and mitigation techniques. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141: 245-260.
- Pinpali, P.L. 2012. Green Revolution: Impacts, limits, and the path ahead. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 12302-12308.
- Pomar, C.; Pomar, J.; Dubeau, F.; Joannopoulos, E.; Dussault, J.P. 2014. The impact of daily multiphase feeding on animal performance, body composition, nitrogen and phosphorus excretions, and feed costs in growing–finishing pigs. *Animal* 8: 704-713.
- Portejoie, S.; Dourmad, J.-Y.; Martinez, J.; Lebreton, Y. 2004. Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science* 91: 11.
- Powers, W.; Capelari, M. 2016. Measurement and mitigation of reactive nitrogen species from swine and poultry production facilities. In *Joint Annual Meeting, Salt-Lake City*, p. 622.

- Prudêncio da Silva, V. 2011. Effects of intensity and scale of production on environmental impacts of poultry meat production chains. LCA of French and Brazilian poultry production scenarios. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Prudêncio da Silva, V.; van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R.; Corson, M.S. 2014. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management* 133: 222-231.
- Prudêncio da Silva, V.; van der Werf, H.M.G.; Spies, A.; Soares, S.R. 2010. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *Journal of Environmental Management* 91: 1831-1839.
- Ramírez, P. 2009. Análise de Métodos de Alocação Utilizados em Avaliação do Ciclo de Vida. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Reckmann, K.; Traulsen, I.; Krieter, J. Environmental impact assessment – methodology with special emphasis on European pork production. *Journal of Environmental Management* 107: 102-109.
- Rigolot, C.; Espagnol, S.; Pomar, C.; Dourmad, J.-Y. 2010a. Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions. Part I: animal excretion and enteric CH<sub>4</sub>, effect of feeding and performance. *Animal* 4: 1401-1412.
- Rigolot, C.; Espagnol, S.; Robin, P.; Hassouna, M.; Béline, F.; Paillat, J.M.; Dourmad, J.-Y. 2010b. Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal* 4: 1413-1424.
- Shriver, J.A.; Carter, S.D.; Sutton, A.L.; Richert, B.T.; Senne, B.W.; Pettey, L.A. 2003. Effects of adding fiber sources to reduced-crude protein, amino acid-supplemented diets on nitrogen excretion, growth performance, and carcass traits of finishing pigs<sup>12</sup>. *Journal of Animal Science* 81: 492-502.
- Tilman, D.; Fargione, J.; Wolff, B.; D'Antonio, C.; Dobson, A.; Howarth, R.; Schindler, D.; Schlesinger, W.H.; Simberloff, D.; Swackhamer, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 291: 281-284.
- Toledo, J.B.; Furlan, A.C.; Pozza, P.C.; Carraro, J.; Moresco, G.; Ferreira, S.L.; Gallego, A.G. 2014. Reduction of the crude protein content of diets



- supplemented with essential amino acids for piglets weighing 15 to 30 kilograms. *Revista Brasileira de Zootecnia* 43: 301-309.
- Tous, N.; Lizardo, R.; Vilà, B.; Gispert, M.; Font-i-Furnols, M.; Esteve-Garcia, E. 2014. Effect of reducing dietary protein and lysine on growth performance, carcass characteristics, intramuscular fat, and fatty acid profile of finishing barrows. *Journal of Animal Science* 92: 129-140.
- Tubiello, F.N.; Fischer, G. 2007. Reducing climate change impacts on agriculture: Global and regional effects of mitigation, 2000–2080. *Technological Forecasting and Social Change* 74: 1030-1056.
- United Nations U 2001. UNECE Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia. Available from: [http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/Irtap/Publications/Ammonia\\_SR136\\_28-4\\_HR.pdf](http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/Irtap/Publications/Ammonia_SR136_28-4_HR.pdf).
- United Nations U 2015. COP - Twenty-first session. ADOPTION OF THE PARIS AGREEMENT. In Conference of the Parties (Ed. U Nations), Paris.
- United Nations. 1998. Kyoto protocol to the United Nations framework convention on climate change. In Conference of Kyoto (Ed. U Nations), Kyoto.
- van der Werf, H.M.G.; Petit, J.; Sanders, J. 2005. The environmental impacts of the production of concentrated feed: the case of pig feed in Bretagne. *Agricultural Systems* 83: 153-177.
- Vitousek, P.M.; Aber, J.D.; Howarth, R.W.; Likens, G.E.; Matson, P.A.; Schindler, D.W.; Schlesinger, W.H.; Tilman, D.G. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. *Ecological Applications*, 1: 737–750.
- Wang, M.; Lee, H.; Molburg, J. 2003. Allocation of Energy Use in Petroleum Refineries to Petroleum Products: Implications for Life-Cycle Energy Use and Emission Inventory of Petroleum Transportation Fuels. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9: 10.
- Weiner, I.D.; Mitch, W.E.; Sands, J.M. 2015. Urea and Ammonia Metabolism and the Control of Renal Nitrogen Excretion. *Clinical Journal of the American Society of Nephrology* 10: 1444-1458.
- Zeeman, G. 1991. Mesophilic and psychrophilic digestion of liquid manure. PhD thesis, Landbouwniversiteit Wageningen, Netherlands.

## II – OBJETIVOS

### OBJETIVO GERAL

- Avaliar o impacto ambiental da redução dos níveis de proteína bruta na dieta de suínos, por meio da análise do ciclo de vida.

### OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar a excreção de nitrogênio e fósforo dos suínos na fase inicial (15 aos 30 kg de peso vivo), bem como o desempenho dos animais nesta fase, recebendo dietas com níveis decrescentes de proteína bruta, e utilizar estes dados nos cálculos da análise do ciclo de vida da produção de suínos dos 15 aos 30 kg;
- Utilizar os dados de desempenho e excreção, estimados por meio do software InraPorc®, nos cálculos da análise do ciclo de vida da produção de suínos, dos 15 aos 30 kg de peso vivo, e confrontar estes dados com os obtidos experimentalmente por meio da abordagem bayesiana;
- Utilizar o software InraPorc® para obter dados de excreção e desempenho de suínos nas fases de crescimento e terminação (dos 30 aos 115 kg de peso vivo), e utilizar estes dados como entradas para a análise do ciclo de vida da produção de suínos;
- Identificar as principais oportunidades de cada cenário de proteína bruta, e mostrar como estas informações podem ser usadas para melhorar o desempenho ambiental da suinocultura brasileira.



25

26

## Introduction

27

28

29

30

31

32

33

34

35

36

37

38

The increasing international demand for high quality meat products, as well as greater awareness of climate change, has put pressure on the livestock industry, including pig production, to deliver high quality products while reducing its environmental impact. A wide range of past and current research has been addressed indicating that the reduction in dietary crude protein (CP), through the use of industrial amino acids (IAA), could reduce nitrogen excretion by pigs and, consequently, mitigate the environmental burdens of pig production, as reviewed by Dourmad and Jondreville (2007). However, the pig supply chain involves a very complex system, which requires the production of fertilizers and pesticides for crop production, land transformation for crop production, a large net of transportation to and from farms, water use for animal intake and farmyard washing, energy for light and heat and waste management (McAuliffe et al., 2016).

39

40

41

42

43

44

45

46

47

48

To fill this gap, life cycle assessment (LCA) evaluates the environmental impact as a whole and this method has been widely used in recent years in the swine production chain (McAuliffe et al., 2016). However, most LCA studies use average input data, adding some uncertainties on the results, due to the diversity of productions systems and farming practices (Basset-Mens and van der Werf, 2005). Besides, using technical performance indicators based on the agroindustry to evaluate the effect of feeding strategies must be done carefully in a LCA study. The effects of between-animal variability on pig performance and requirements have been demonstrated in different studies (Brossard et al., 2009, Brossard et al., 2014) and could affect both performance and excretion.

49           This raises the question of whether this average data can be considered a faithful  
50 representation of the nutrient excretion by pigs, due to the dynamic phenomenon of  
51 dietary nutrient utilization, which changes over the fattening period (van Milgen et al.,  
52 2008). In addition to this, although several studies have been conducted in pork supply  
53 chains, to our knowledge there have been few studies on the LCA evaluation of  
54 nutritional approaches in Brazil (Cherubini et al., 2015, Monteiro et al., 2016). The aim  
55 of this study was to evaluate the environmental impact of raising pigs fed different  
56 levels of dietary CP, based on LCA methodology with observed individual data of  
57 performance and excretion.

58

59

## **Material and methods**

### ***Goal and scope definition***

61           The definition of system and subsystem boundaries was derived from Nguyen et  
62 al. (2010) and is described in Figure 1. The LCA considered the activity of piglet  
63 production, from 15 to 30 kg body weight, in four different scenarios of feed  
64 formulation, including crop production, grain drying and processing, production and  
65 transport of feed ingredients, feed production at the feed factory, transport of the feed to  
66 the farm, starting pig production, and manure storage, transport and spreading (Figure  
67 1). Impacts were calculated at the farm gate and the functional unit considered was one  
68 kg of body weight gain (BWG) over the starting period. The starting pig production  
69 system considered was a conventional nursery farm with indoor rearing of castrated  
70 males on partially slatted floor and the collection and storage of manure as liquid slurry.

71

72

73 *Life cycle inventory (LCI)*

74 Resource use and emissions associated with the production and delivery of inputs  
75 for crop production (fertilizers, pesticides, tractor fuel and agricultural machinery) came  
76 from the Ecoinvent database version 3 (SimaPro LCA software 8.0, PRÉ Consultants).  
77 Energy use in the building for light and ventilation was considered, but not the  
78 emissions and resources used for the construction of buildings, nor the land occupied by  
79 the buildings. Veterinary medicines and hygiene products were also not included, as  
80 proposed by Garcia-Launay et al. (2014).

81 *Crop production and non-plant feed components*

82 We assumed that soybean was produced in South Brazil, the second largest  
83 producer in the country (CONAB, 2016). Life cycle inventory for maize and soybean  
84 came from Alvarenga et al. (2012) and Prudêncio da Silva et al. (2010), respectively.  
85 For the grain-drying and storage stage, we used data from Marques (2006). For soybean  
86 meal and soybean oil, the resource use and emissions were economically allocated,  
87 following the suggestion of Ramírez (2009).

88 Data for salt, phosphate, sodium bicarbonate, premix and limestone production,  
89 used in the diet, came from Wilfart et al. (2016). The antioxidant and growth promoter  
90 were assumed to have the same impacts as the premix. L-lysine HCl, DL-methionine  
91 and L-threonine inventory data came from Mosnier et al. (2011). Production of L-  
92 tryptophan, L-valine and L-isoleucine were assumed to require twice the amount of  
93 resources and energy as the production of L-lysine HCl (Garcia-Launay et al., 2014).

94 *Transport specifications*

95 The pig production system considered was located in South Brazil, as described  
96 by Cherubini et al. (2015); this region contributes to more than 50% of the national pig

97 production (FIESC, 2014). We hypothesized that the grains came from the main  
98 producing areas in South Brazil. For transport inventory, we used the methodology  
99 described by Prudêncio da Silva et al. (2010). Products imported were assumed to be  
100 mainly transported by sea followed by road (Mosnier et al., 2011).

#### 101 *Feed specifications*

102 The total amino acid composition of maize and soybean meal used in the diet  
103 formulation were obtained through near-infrared spectroscopy – NIRS, by Evonik  
104 Industries, and the standardized digestibility coefficients of amino acids proposed by  
105 Rostagno et al. (2011) were applied in these total contents, for each ingredient.

106 Four experimental feeds were evaluated (Table 1), with different levels of CP  
107 content (19.24, 18.24, 17.24 and 16.24%), meeting the requirements of digestible amino  
108 acids proposed by Rostagno et al. (2011) with inclusion of L-lysine HCl, DL-  
109 methionine, L-threonine, L-tryptophan, L-valine and L-isoleucine. Diets were  
110 formulated to have the same net energy content and, at least, 3230 kcal kg<sup>-1</sup> of ME  
111 (Rostagno et al., 2011). Sodium bicarbonate was used to keep the same electrolyte  
112 balance among the experimental diets.

113 The feed production process at the feed factory was included in the inventory,  
114 considering that it would be held in the pig production region (Garcia-Launay et al.,  
115 2014).

#### 116 *Pig production*

117 All procedures were performed in accordance with Brazilian guidelines reviewed  
118 and approved by the Ethics Committee of the Universidade Estadual de Maringá  
119 (protocol No. 7470031215). The Brazilian guidelines are based on Federal Law N°.   
120 11794 of October 8, 2008.

121 *Trial I (performance)*. Twenty eight crossbred barrow piglets (LW x LD), with an initial  
122 average weight of  $15.3 \pm 1.15$  kg and final weight of  $31.6 \pm 2.31$  kg were used. Pigs  
123 were housed in a nursery masonry shed with suspended floor, covered with fiber cement  
124 tiles. The stalls measured  $1.32 \text{ m}^2$ , with cement floors and feeders in the front and  
125 partially slatted plastic floor with a nipple-type drinker in the back. Diets and water  
126 were provided *ad libitum* throughout the experimental period. The average daily  
127 minimum and maximum temperatures recorded in the trial period were  $18.9 \pm 1.95$  °C  
128 and  $33.7 \pm 2.03$  °C, respectively. The average relative air humidity of the experimental  
129 period was  $68.9 \pm 10.3$  %.

130 The animals were divided up in a randomized block design with four treatments,  
131 seven replications in time and one animal per experimental unit. The piglets were  
132 weighed at the beginning and at the end of the trial, as well as feed supplies and  
133 refusals. These data were used to calculate feed conversion ratio (FCR), average daily  
134 gain (ADG) and average daily feed intake (ADFI).

135 At the end of the trial, backfat thickness and loin muscle depth (*longissimus*  
136 *thoracis*) were measured from images between the 7<sup>th</sup> and 8<sup>th</sup> thoracic vertebra, using  
137 ultrasound equipment (Aloka model, SSD 500V, coupled with a linear probe USF-  
138 5011U-3.5; Aloka, USA) and by using the Biosoft Toolbox II software for swine  
139 (Biotronics Inc, USA).

140 *Trial II (nitrogen and phosphorus balance)*. Twenty crossbred barrow piglets (LW x  
141 LD) with average weight of  $21.4 \pm 1.62$  kg were housed in metabolic cages, in a room  
142 with partially controlled environment. The average minimum and maximum  
143 temperatures recorded in the trial period were  $23.2 \pm 1.13$  °C and  $27.1 \pm 0.941$ °C,  
144 respectively. The average relative air humidity of the experimental period was  $57.7 \pm$



145 21.1 %. The experimental design was set in a randomized block, replicated in time,  
146 totaling four treatments and five replications, and the experimental unit consisted of a  
147 piglet.

148 The piglets received two daily meals, provided at 07h30 and 15h30. The total  
149 daily amount was determined according to the intake in the adaptation phase, based on  
150 metabolic weight ( $BW^{0.75}$ ). To avoid waste and facilitate handling, the diets were  
151 moistened with 30 % water, and after each meal, water was supplied at the feeder at the  
152 rate of 3 mL g<sup>-1</sup> of feed, calculated for each experimental unit, in order to avoid excess  
153 of water intake.

154 To calculate the nitrogen and phosphorus balance, total feces collection was  
155 performed for which 2 g ferric oxide (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) was added to the diets to mark the  
156 beginning and end of feces collection. The total amount of feces produced was collected  
157 daily and stored in plastic bags and then kept in a freezer at -18 °C. Urine was totally  
158 collected daily in plastic buckets containing 20 mL of HCl 1:1. A 20 % sample was  
159 collected daily and frozen at -18 °C.

#### 160 *Analytical procedures*

161 Representative samples of the feeds were analyzed according to Association of  
162 Official Analytical Chemists (AOAC, 1990) for dry matter (method 950.05), ash  
163 (method 942.05), crude fiber (method 962.09) and total nitrogen (method 984.13). The  
164 phosphorus, copper, zinc and potassium concentrations in feed samples were obtained  
165 by using UV-Vis spectrophotometry (model Cary 50®, Varian Inc.). Urine and feces  
166 samples were analyzed for total nitrogen and, for feces, for total phosphorus, dry matter,  
167 ash and crude fiber.

168

169 *Manure management*

170 The environmental consequences of manure utilization were evaluated using  
171 system expansion as described by Nguyen et al. (2010). Thus, manure produced was  
172 assumed to substitute a certain amount of mineral fertilizers, by using a mineral  
173 fertilizer equivalency (MFE, %). We assumed that the MFE was 75 % of total nitrogen  
174 in manure (Nguyen et al., 2010), with 5 % extra loss as nitrates compared to mineral  
175 fertilizers (Garcia-Launay et al., 2014), and MFE was 100 % for phosphorus (Sommer  
176 et al., 2008).

177

178 *Life cycle impact assessment*

179 *Emissions from animal production*

180 Emissions to air during swine production were estimated step-by-step for NH<sub>3</sub>,  
181 N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub> and CH<sub>4</sub>, as described by Monteiro et al. (2016). The NH<sub>3</sub> emissions from the  
182 building and during manure storage were calculated according to emission factors  
183 proposed by Rigolot et al. (2010), considering the effect of ambient temperature. The  
184 amounts of nitrogen, phosphorus and organic matter excreted by each pig were obtained  
185 from laboratory analysis.

186 *Characterization factors*

187 We based our analysis on the CML 2001 (baseline) method V3.02 as  
188 implemented in Simapro software, version 8.05 (PRé Consultant, 2014) and added the  
189 following categories: land occupation from CML 2001 (all categories) version 2.04 and  
190 total cumulative energy demand version 1.8 (non-renewable fossil + nuclear). Thus, we  
191 considered the potential impacts of pig production on global warming potential (GWP,  
192 kg CO<sub>2</sub>-eq.), eutrophication potential (EP, g PO<sub>4</sub>-eq.), acidification potential (AP, g

193 SO<sub>2</sub>-eq.), terrestrial ecotoxicity (TE, g 1,4-DCB-eq.), cumulative energy demand (CED,  
194 MJ), and land occupation (LO, m<sup>2</sup>.year). The GWP was calculated according to the 100-  
195 year global warming potential factors in kg CO<sub>2</sub>-eq.

196

### 197 *Calculations and statistical analyses*

198 We calculated for each diet the average nitrogen and phosphorus retention  
199 coefficient from the balance data in Trial II (Table 2). These coefficients were then used  
200 to determine nitrogen and phosphorus excretion in Trial I, according to the actual  
201 nutrient intake of each pig (Table 3). The LCA calculations were performed for each pig  
202 according to its individual performance and excretion from 15 to 30 kg BW on average.  
203 These calculations were performed using a calculation model developed with SAS  
204 software (Statistical Analysis System, version 9.2).

205 Performance responses and environmental impacts were subjected to variance  
206 analysis using the GLM procedure (Statistical Analysis System, version 9.2). The  
207 statistical model included effects of CP level and block. When the dietary effect was  
208 significant, we subjected the variable to regression analysis. The degrees of freedom  
209 from the CP level parameter were divided into polynomials. The initial body weight of  
210 the piglets was used as a covariate for the statistical analysis of ADFI, ADG, FCR,  
211 backfat thickness and loin depth. The feed intake during the trial was used as a covariate  
212 for the LCA variables. All analyses were performed using SAS (Statistical Analysis  
213 System, version 9.2).

214 The  $\beta$  error of LCA parameters was used in order to help explaining *P*-values  
215 from 5 to 10% of significance. This procedure was performed by using the power anova  
216 test of R package.

217

218

## Results

### *Animal performance, nitrogen and phosphorus balance*

219           The reduction in dietary CP did not significantly affect ( $P>0.05$ ) the  
220 performance of piglets, and the variation in ADFI and ADG was less than 7 % between  
221 the experimental feeds (Table 2). Backfat thickness and loin depth were also not  
222 affected by dietary CP reduction ( $P>0.05$ ) and the estimated lean percentage was around  
223 60 %.

224           Nitrogen intake ( $P=0.001$ ), nitrogen excreted in urine ( $P=0.001$ ) and total  
225 nitrogen excreted ( $P=0.001$ ), as well as phosphorus intake ( $P=0.001$ ), declined linearly  
226 with the decrease in dietary CP content (Table 3). Despite the lower ingestion and  
227 excretion, retention coefficients were not significantly affected ( $P>0.05$ ) by dietary CP  
228 reduction. Nitrogen excreted in feces and phosphorus excreted were not affected  
229 ( $P>0.05$ ) by dietary CP reduction (Table 3).

230           The estimated nitrogen excreted in urine, as nitrogen intake function (in  $\text{g d}^{-1}$ ),  
231 could be represented for the equation  $N_{\text{urine}} = 1.71057 + 0.12654 \text{ N intake g d}^{-1}$ , and  
232 the total nitrogen excreted for the equation  $N_{\text{excreted}} = 2.02026 + 0.22555 \text{ N intake g}$   
233  $\text{d}^{-1}$  (Table 3).

234

### *Life cycle impacts*

235           The dietary CP reduction was achieved by replacing soybean meal with maize  
236 and IAA. At the same time, the total phosphorus content was also reduced (Table 1).  
237 For the impact categories, GWP, AP, EP, CED and TE, the CP reduction increased the  
238  
239

240 environmental impact per kg of feed; LO was the only impact that was reduced when  
241 dietary CP decreased (Table 1).

#### 242 *Global warming potential and cumulative energy demand*

243 No differences were found for GWP ( $P=0.831$ ) and CED ( $P=0.164$ ) among  
244 dietary treatments. The average values ranged between the experimental treatments  
245 from 1.76 to 1.77 kg CO<sub>2</sub>-eq. per kg BWG for GWP and from 17.8 to 19.6 MJ-eq. per  
246 kg BWG for CED (Table 4).

247 Main processes contributing to impacts were feed production (production and  
248 transport of feed ingredients, feed processing at the feed factory and transport to the  
249 farm), animal housing, and manure management (storage, transport and spreading;  
250 Figure 2). Manure management had the highest contribution to GWP (50 %), followed  
251 by feed production (42 %), while for CED, feed production was the main contributor  
252 (54 %) followed by animal housing (48 %).

#### 253 *Potentials of acidification and eutrophication*

254 The average values ranged from 30.0 to 33.2 g SO<sub>2</sub>-eq. per kg BWG for AP and  
255 from 10.3 to 11.3 g PO<sub>4</sub>-eq. per kg BWG for EP (Table 4). Despite these variations, no  
256 differences were observed between the experimental feeds for AP ( $P=0.180$ ) and EP  
257 ( $P=0.111$ ).

258 For both categories, feed production had the highest contribution to impact (65  
259 and 77 % for AP and EP, respectively), followed by animal housing (24 and 15 % for  
260 AP and EP, respectively).

#### 261 *Terrestrial ecotoxicity and land occupation*

262 Dietary CP reduction did not affect TE impact ( $P=0.470$ ) whereas, according to  
263 the power of statistical test ( $\beta = 64$  %), reduced LO ( $P=0.078$ ), with values ranging

264 from 4.68 to 5.17 g 1,4-DBC-eq. per kg BWG for TE and from 1.89 to 2.06 m<sup>2</sup>·year per  
265 kg BWG for LO (Table 4).

266 For both categories, feed production was the main contributor (91 and 100 % for  
267 TE and LO, respectively); TE was also related to manure management (9 %), but with a  
268 rather low contribution (Figure 2).

269

270

## Discussion

### 271 *Performance, nitrogen and phosphorus balance*

272 Like the findings of this study, Toledo et al. (2014) did not observe any  
273 differences in performance-related variables of piglets weighing 6 to 15 kg, by  
274 decreasing dietary CP levels. The amino acid imbalance may negatively influence the  
275 feed intake (Park, 2006) and, consequently, the performance. As this did not occur in  
276 our experiment, it can be inferred that the IAA addition was effective in keeping the  
277 protein quality and in maintaining performance.

278 Low dietary CP diets could provide the animals with less energy spent on amino  
279 acid deamination, less urea excretion in urine and lower heat production (Noblet et al.,  
280 2001), resulting in more net energy available to be deposited in carcass as fat, mainly in  
281 the growing-finishing phase. However, in our study, pigs fed with low CP diets did not  
282 show increased backfat thickness, as diets were formulated to provide the same amount  
283 of net energy, exempting the effects mentioned above.

284 The linear reduction in nitrogen intake and excretion, with the CP reduction,  
285 corroborate previous research in weaning piglets (Gloaguen et al., 2014, Toledo et al.,  
286 2014) and in growing pigs (Andretta et al., 2014, Pomar et al., 2014). The National  
287 Research Council (NRC, 2012) suggested that for each percentage unit of dietary CP

288 reduction, nitrogen excretion can be expected to decrease by 8 %, due to the lower  
289 amino acid deamination and, consequently, lower urea excretion in urine. The same  
290 reduction was found in our study, in which each percentage point of CP reduction,  
291 reduced on average total nitrogen excretion by 10 %.

292 According to the regression equations adjusted for nitrogen intake (Table 3), the  
293 nitrogen excretion in urine increased by 0.127 g d<sup>-1</sup> for every 1 g increase in the daily  
294 nitrogen intake. For total nitrogen excretion, an increase of 0.226 g d<sup>-1</sup> was estimated for  
295 every 1 g increase in the daily nitrogen intake. Therefore, the higher the nitrogen intake,  
296 the higher the nitrogen excretion will be.

297

### 298 *Life cycle impacts*

299 The hypothesis for reducing the environmental impacts of piglet production  
300 through CP reduction was not validated by our results, as there was no statistical  
301 difference among experimental treatment for the LCA categories. These results could be  
302 due to the lack of difference in animal performance (Table 2), since environmental  
303 impacts are highly dependent on feed intake and final values are expressed per kg of  
304 BWG.

### 305 *Global warming potential and cumulative energy demand*

306 The increase in GWP impact per kg of feed when dietary CP is reduced (Table  
307 1), is related to the higher IAA addition and the replacement of soybean meal by maize.  
308 Global warming potential associated with IAA production are higher per kg of product  
309 than for grain or soybean meal production (Ogino et al., 2013).

310 The benefits of the IAA addition related to the reduction of nitrogen excretion  
311 during housing and, consequently, lower nitrogen gaseous emissions, might compensate

312 for the higher impact of low CP diet (i.e., 16.24% of CP). However, this was not  
313 observed in our study, since no significant difference was observed for GWP among  
314 dietary treatments (Table 4). This could be related to the hypothesis for the origin of  
315 soybean. In this study it was assumed that the soybean was produced in South Brazil in  
316 an area without recent deforestation. Indeed as shown by Prudêncio da Silva et al.  
317 (2010) considering the CO<sub>2</sub>-eq. emissions due to the effect of land use change as a  
318 consequence of rainforest conversion in crop areas, increases GWP of soybean meal. In  
319 this situation replacing soybean meal by cereals and IAA appears an interesting strategy  
320 to reduce GWP impact, as clearly shown by Kebreab et al. (2016) and Monteiro et al.  
321 (2016).

322         However, Brazilian government and industry have made efforts to identify  
323 soybean produced in deforested areas from Amazon Biome, as through the Soy  
324 Moratorium (ABIOVE, 2016). As a consequence, soybean produced in these areas has  
325 been reduced in recent years (Gibbs et al., 2015), which justifies the use of soybean  
326 from non-deforested areas, in current and future evaluations of Brazilian scenarios.

327         Manure management was the process with the greatest contribution for GWP  
328 impact (Figure 2), due to the direct effect of ambient temperature on the amount of  
329 methane emitted during manure storage (Rigolot et al., 2010); gas with a GWP 25 times  
330 that of CO<sub>2</sub> (IPCC, 2007).

331         Experimental feeds with high IAA addition showed higher CED, per kg of feed  
332 (Table 1). This was expected, because according to Kebreab et al. (2016), the  
333 production of IAA and phytase demands high amounts of non-renewable energy.  
334 Despite this high contribution of feed production to CED impact (almost 54 %; Figure  
335 2), the IAA addition did not significantly affect the CED per kg BWG.



336 Garcia-Launay et al. (2014) observed a reduction of CED impact of fattening pig  
337 production in France when dietary CP content was reduced. However, they took into  
338 account that 100 % of soybean was imported from Brazil (mainly from Center-West)  
339 with a high energy demand at the transport step.

340 Considering 100 % of soybean production in South Brazil, the same region of  
341 pig production, Monteiro et al. (2016) also observed an increase in CED impact per kg  
342 BWG when dietary CP was reduced. The difference in CED impact between high and  
343 low CP diets found by these authors was about 8.7 %, a value close to the difference  
344 observed in our study (9.2 %; Table 4). However the difference was significant in their  
345 study probably because they used simulated data from 2000 pigs.

346 Our results are in agreement with Kebreab et al. (2016), who also did not  
347 observe differences on CED between diets with different CP and total phosphorus  
348 levels. They concluded that the high non-renewable energy used during IAA  
349 production, could be an area where the industry could take action to reduce impacts.

#### 350 *Potentials of acidification and eutrophication*

351 The reduction of dietary CP content, led to a slight increase in AP and EP  
352 impacts, per kg of feed (Table 1). This result was also observed in previous studies  
353 (Mosnier et al., 2011, Garcia-Launay et al., 2014, Mackenzie et al., 2016, Monteiro et  
354 al., 2016).

355 Feed production showed the highest contribution for AP and EP impacts (Figure  
356 2) which is consistent with the results reported by other authors (Basset-Mens and van  
357 der Werf, 2005, Garcia-Launay et al., 2014). Although low CP diets showed higher AP  
358 and EP impacts, per kg of feed, several authors reported that these diets could modify  
359 several steps of pig chain, reducing the amounts of nitrogen excreted and, consequently,

360 reducing the nitrogen gas emissions during housing and manure management (Garcia-  
361 Launay et al., 2014, Monteiro et al., 2016), as well as nitrate losses during manure  
362 application.

363 Indeed, nitrogen and phosphorus contribute to the eutrophication process, and  
364 nitrogen contributes to the acidification process by ammonia emissions (Guinée et al.,  
365 2002). For this reason, most research evaluating the effect on dietary CP reduction for  
366 pigs, reported a reduction on AP and EP with low CP diets (Ogino et al., 2013; Garcia-  
367 Launay et al., 2014; Mackenzie et al., 2016; Kebreab et al., 2016). In the above-  
368 mentioned research, data were not evaluated statistically, and the effect of between-  
369 animal variability was also not taken into account. Similar trends are observed in the  
370 present study with about 9 % reduction of AP and EP impacts; however, these  
371 differences are not significant.

#### 372 *Terrestrial ecotoxicity and land occupation*

373 The high TE per kg of feed (Table 1) in low CP diets was related to the higher  
374 IAA addition. Copper and zinc, the elements that most contribute to the TE impact  
375 (Guinée et al., 2002), are found in small amounts in fertilizer and herbicides used  
376 during grain production, compared to their amount during IAA manufacturing. Garcia-  
377 Launay et al. (2014) calculated that TE impact for L-lysine manufacturing was 82 %  
378 higher than for soybean meal production. For the other IAA (L-tryptophan, DL-  
379 methionine and L-valine), authors estimated an impact 91 % higher than soybean meal.  
380 In this context, due to the fact that feed production contributed to more than 90 % of  
381 total TE impact (Figure 2), the diet with 16.24 % of CP, with the highest IAA addition,  
382 presented a 9 % higher TE impact per kg BWG, compared to 19.24 % of CP diet,  
383 although the differences between treatments were not significant. These results are in

384 agreement with the results observed in previous studies by Garcia-Launay et al. (2014)  
385 and Monteiro et al (2016) who observed a 4-11% increase of TE impact of fattening pig  
386 production with low CP feeding strategies.

387         Regarding LO, the increase in IAA addition reduced the impact per kg of feed  
388 (Table 1), once low CP diets resulted in lower soybean inclusion and higher maize and  
389 IAA inclusion. Considering the grain production in Brazil, Prudêncio da Silva et al.  
390 (2014) reported a LO impact for soybean meal more than twice as high as for maize.

391         Due to the high contribution of feed production to LO impact (Figure 2), which  
392 is almost 100%, reducing the impact per kg of feed, consequently reduced the LO  
393 impact of piglet production (Table 4). The reduction in LO through IAA addition in pig  
394 diets has already been demonstrated in fattening pigs or over the whole pig production  
395 system (Mosnier et al., 2011, Garcia-Launay et al., 2014, Monteiro et al., 2016).

396

### 397 ***Potential for reducing environmental impacts through crude protein reduction***

398         As mentioned earlier, the huge challenge for livestock production will be to meet  
399 the growing demand for food in the next decades, without compromising environmental  
400 integrity. The reduction of dietary CP through the IAA addition, has been considered as  
401 an efficient strategy to reduce the environmental impact of pig production (Dourmad  
402 and Jondreville, 2007), because it reduces nitrogen excretion. Recently, with LCA  
403 application in livestock production, this strategy continued to be considered effective  
404 for reducing the impact under some categories, such as acidification and/or  
405 eutrophication (Eriksson et al., 2005, Ogino et al., 2013, Garcia-Launay et al., 2014,  
406 Kebreab et al., 2016, Mackenzie et al., 2016, Monteiro et al., 2016).

407 For GWP impact, reducing dietary CP has also been found to be efficient in  
408 many studies (Eriksson et al., 2005, Ogino et al., 2013, Garcia-Launay et al., 2014,  
409 Cherubini et al., 2015, Mackenzie et al., 2016). However, more recent researches  
410 showed that this strategy is mainly effective when protein-rich ingredients with high  
411 impact are used, for instance soybean meal associated with deforestation or transported  
412 at long distances, whatever the pig production context considered in the LCA (Kebreab  
413 et al., 2016, Monteiro et al., 2016).

414 Almost all these results have been obtained on fattening pigs. The results in the  
415 present study obtained on post-weaning piglets are overall in line with the results found  
416 on fattening pigs. The results of reducing dietary CP on GWP and CED are limited with  
417 even a tendency to have increased impact in low CP diets. Differences are more marked  
418 for EP, AP ad LO, with about 9 % reduction with low CP diets. However due to the  
419 between animal variability most of these differences are not statistically significant.

420 Another point observed in our study is the lack of national IAA production,  
421 which contributes to increasing the impact under CED of Brazilian pig production, once  
422 IAA must be imported, except L-lysine. From the moment that IAA is produced  
423 nationally, low CP diets could present an environment benefit in pig production,  
424 concerning the CED and TE reduction.

425

426

### **Conclusions**

427 Our results indicated that the dietary CP reduction for piglets from 15 to 30 kg of  
428 BW, through the IAA supplementation, reduced the environmental impact under LO,  
429 considering a Brazilian context of pig production.

430

### Acknowledgements

This project was conducted within a sandwich PhD thesis program supported by CAPES Foundation, Brazil.

### References

- Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais [ABIOVE]. 2016. Soy Moratorium: Mapping and monitoring of soybean production in Amazon biome and 9th year = Moratória da Soja: Mapeamento e monitoramento do plantio de soja no bioma Amazônia e 9º Ano. Available from: [http://www.abiove.org.br/site/\\_FILES/Portugues/09112016-141009-relatorio\\_da\\_moratoria\\_da\\_soja\\_2015-16\\_gts.pdf](http://www.abiove.org.br/site/_FILES/Portugues/09112016-141009-relatorio_da_moratoria_da_soja_2015-16_gts.pdf) [Accessed Sept 19, 2016] (in Portuguese).
- Alvarenga, R.A.F.; Prudêncio da Silva, V.P.; Soares, S.R. 2012. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. *Journal of Cleaner Production* 28: 25-32.
- Andretta, I.; Pomar, C.; Rivest, J.; Pomar, J.; Lovatto, P.A.; Radünz Neto, J. 2014. The impact of feeding growing–finishing pigs with daily tailored diets using precision feeding techniques on animal performance, nutrient utilization, and body and carcass composition<sup>1</sup>. *Journal of Animal Science* 92: 3925-3936.
- Association of Official Analytical Chemists – International [AOAC]. 2005. *Official Methods of Analysis*. 18ed. AOAC, Gaithesburg, MD, USA.
- Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G. 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105: 127-144.

- 455 Brossard, L.; Dourmad, J.-Y.; Rivest, J.; van Milgen, J. 2009. Modelling the variation in  
456 performance of a population of growing pig as affected by lysine supply and  
457 feeding strategy. *Animal* 3: 1114-1123.
- 458 Brossard, L.; Vautier, B.; van Milgen, J.; Salaun, Y.; Quiniou, N. 2014. Comparison of  
459 in vivo and in silico growth performance and variability in pigs when applying a  
460 feeding strategy designed by simulation to control the variability of slaughter  
461 weight. *Animal Production Science* 54: 1939-1945.
- 462 Cherubini, E.; Zanghelini, G. M.; Tavares, J.M.R.; Belletini, F.; Soares, S.R. 2015. The  
463 finishing stage in swine production: influences of feed composition on carbon  
464 footprint. *Environment, Development and Sustainability* 17: 1313–1328.
- 465 Companhia Nacional de Abastecimento [CONAB]. 2016. Monitoring of the Brazilian  
466 grain harvest: Harvest 2016/17 = Acompanhamento da safra brasileira de grãos:  
467 Safra 2016/17. Available from:  
468 [http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16\\_06\\_09\\_09\\_00\\_00\\_bol](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_06_09_09_00_00_bol_etim_graos_junho__2016_-_final.pdf)  
469 [etim\\_graos\\_junho\\_\\_2016\\_-\\_final.pdf](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_06_09_09_00_00_bol_etim_graos_junho__2016_-_final.pdf) [Accessed Mars 03, 2017] (in Portuguese).
- 470 Dourmad, J.-Y.; Jondreville, C. 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu  
471 and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock*  
472 *Science* 112: 192-198.
- 473 Eriksson, I.S.; Elmquist, H.; Stern, S.; Nybrant, T. 2005. Environmental systems  
474 analysis of pig production – the impact of feed choice. *International Journal of*  
475 *Life Cycle Assessment* 10: 143–154.
- 476 Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina [FIESC]. 2014. Santa Catarina  
477 Data = Santa Catarina em Dados. Available from:

- 478 [http://fiesc.com.br/sites/default/files/medias/25\\_set\\_sc\\_dados\\_2014\\_em\\_baixa\\_](http://fiesc.com.br/sites/default/files/medias/25_set_sc_dados_2014_em_baixa_)  
479 [para\\_site.pdf](#) [Accessed Mars 01, 2017] (in Portuguese).
- 480 Garcia-Launay, F.; van der Werf, H.M.G.; Nguyen, T.T.H.; Le Tutour, L.; Dourmad, J.-  
481 Y. 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of  
482 feed-use amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Livestock*  
483 *Science* 161: 158-175.
- 484 Gibbs, H.K.; Rausch, L.; Munger, J.; Schelly, I.; Morton, D.C.; Noojipady, P.; Soares-  
485 Filho, B.; Barreto, P.; Micol, L.; Walker, N.F. 2015. Brazil's Soy Moratorium:  
486 Supply-chain governance is needed to avoid deforestation. *Science* 347: 377-  
487 378.
- 488 Gloaguen, M.; Le Floc'h, N.; Corrent, E.; Primot, Y.; van Milgen, J. 2014. The use of  
489 free amino acids allows formulating very low crude protein diets for piglets.  
490 *Journal of Animal Science* 92, 637-644.
- 491 Guinée, J.; de Bruijn, H.; van Duin, R.; Huijbregts, M.A.J. 2002. *Handbook on Life*  
492 *Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Springer, Leiden,  
493 South Holland, Netherlands.
- 494 Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. 2007. *Climate change 2007: The*  
495 *Physical Science Basis*. Available from: [https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-](https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-frontmatter.pdf)  
496 [report/ar4/wg1/ar4-wg1-frontmatter.pdf](https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-frontmatter.pdf). [Accessed Mars 10, 2015].
- 497 Kebreab, E.; Liedke, A.; Caro, D.; Deimling, S.; Binder, M.; Finkbeiner, M. 2016.  
498 Environmental impact of using specialty feed ingredients in swine and poultry  
499 production: A life cycle assessment<sup>1</sup>. *Journal of Animal Science* 94: 2664-2681.

- 500 Mackenzie, S.G.; Leinonen, I.; Ferguson, N.; Kyriazakis, I. 2016. Can the  
501 environmental impact of pig systems be reduced by utilising co-products as  
502 feed? *Journal of Cleaner Production* 115: 172-181.
- 503 McAuliffe, G.A.; Chapman, D.V.; Sage, C.L. 2016. A thematic review of life cycle  
504 assessment (LCA) applied to pig production. *Environmental Impact Assessment*  
505 *Review* 56: 12-22.
- 506 Monteiro, A.N.T.R.; Garcia-Launay, F.; Brossard, L.; Wilfart, A.; Dourmad, J.-Y. 2016.  
507 Effect of feeding strategy on environmental impacts of pig fattening in different  
508 contexts of production: evaluation through life cycle assessment. *Journal of*  
509 *Animal Science* 94: 4832-4847.
- 510 Mosnier, E.; van der Werf, H.M.G.; Boissy, J.; Dourmad, J.-Y. 2011. Evaluation of the  
511 environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the  
512 manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal* 5:  
513 1972-1983.
- 514 Nelson, D.L.; Cox, M.M. 2014. *Lehninger principles of biochemistry*. CABI Publishing,  
515 New York, NY, USA.
- 516 Nguyen, T.L.T.; Hermansen, J.E.; Mogensen, L. 2010. Fossil energy and GHG saving  
517 potentials of pig farming in the EU. *Energy Policy* 38: 2561-2571.
- 518 Noblet, J.; Bellego, L.L.; van Milgen, J.; Dubois, S. 2001. Effects of reduced dietary  
519 protein level and fat addition on heat production and nitrogen and energy  
520 balance in growing pigs. *Animal Research* 50: 227-238.
- 521 National Research Council [NRC]. 2012. *Nutrient Requirements of Swine*. 11ed. NRC,  
522 CABI Publishing, New York, NY, USA.



- 523 Ogino, A.; Osada, T.; Takada, R.; Takagi, T.; Tsujimoto, S.; Tonoue, T.; Matsui, D.;  
524 Katsumata, M.; Yamashita, T.; Tanaka, Y. 2013. Life cycle assessment of  
525 Japanese pig farming using low-protein diet supplemented with amino acids.  
526 *Soil Science and Plant Nutrition* 59: 107-118.
- 527 Park, B.C. 2006. Amino Acid Imbalance-Biochemical Mechanism and Nutritional  
528 Aspects. *Asian Australas. Journal of Animal Science* 19: 1361-1368.
- 529 Prudêncio da Silva, V.; van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R.; Corson, M.S. 2014.  
530 Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production  
531 scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management* 133: 222-  
532 231.
- 533 Prudêncio da Silva, V.; van der Werf, H.M.G.; Spies, A.; Soares, S.R. 2010. Variability  
534 in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and  
535 transport scenarios. *Journal of Environmental Management* 91: 1831-1839.
- 536 Rigolot, C.; Espagnol, S.; Robin, P.; Hassouna, M.; Béline, F.; Paillat, J.M.; Dourmad,  
537 J.-Y. 2010. Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub>  
538 emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment  
539 practices. *Animal* 4: 1413-1424.
- 540 Rostagno, H.S.; Albino, L.F.T.; Donzele, J.L.; Gomes, P.C.; Oliveira, R.F.; Lopes,  
541 D.C.; Ferreira, A.S.; Barreto, S.L.T. 2011. Brazilian tables for poultry and pigs:  
542 feedstuffs composition and nutritional requirements = Tabelas brasileiras para  
543 aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais. Editora UFV,  
544 Viçosa, MG, Brazil (in Portuguese).

- 545 Sommer, S.G.; Maahn, M.; Poulsen, H.D.; Hjorth, M.; Sehested, J. 2008. Interactions  
546 between phosphorus feeding strategies for pigs and dairy cows and separation  
547 efficiency of slurry. *Environmental Technology* 29: 75-80.
- 548 Toledo, J.B.; Furlan, A.C.; Pozza, P.C.; Piano, L.M.; Carvalho, P.L.O.; Peñuela-Sierra  
549 L.M.; Huepa, L.M.D. 2014. Effect of the reduction of the crude protein content  
550 of diets supplemented with essential amino acids on the performance of piglets  
551 weighing 6 to 15 kg. *Livestock Science* 168: 94-101.
- 552 van Milgen, J.; Valancogne, A.; Dubois, S.; Dourmad, J.-Y.; Sève, B.; Noblet, J. 2008.  
553 Inra Porc: a model and decision support tool for the nutrition of growing pigs.  
554 *Animal Feed Science and Technology* 143: 387-405.
- 555 Vitek, M.; Pulkrábek, J.; Vališ, L.; David, L.; Wolf, J. 2008. Improvement of accuracy  
556 in the estimation of lean meat content in pig carcasses. *Czech Journal of Animal  
557 Science* 53: 204-211.
- 558 Wilfart, A., Espagnol, S., Dauguet, S., Tailleur, A., Gac, A., Garcia-Launay, F. 2016.  
559 ECOALIM: A Dataset of Environmental Impacts of Feed Ingredients Used in  
560 French Animal Production. *PLoS ONE* 11: 1-17.

561 Table 1 - Ingredients, chemical composition and environmental impacts of diets with  
 562 reduction on crude protein level

	Crude protein content, %			
	19.24	18.24	17.24	16.24
Ingredients, %				
Maize	64.94	67.95	71.02	74.13
Soybean meal	29.89	26.97	23.95	20.87
Soybean oil	1.445	1.093	0.711	0.315
Dicalcium phosphate	1.977	2.035	2.095	2.157
Limestone	0.455	0.439	0.422	0.405
Premix <sup>1</sup>	0.400	0.400	0.400	0.400
Salt	0.456	0.348	0.233	0.116
Sodium bicarbonate	-	0.158	0.327	0.499
L-Lysine HCl 78%	0.258	0.350	0.446	0.543
DL-Methionine 99%	0.070	0.095	0.121	0.148
L-Threonine 98.5%	0.076	0.118	0.161	0.205
L-Tryptophan 98%	-	0.011	0.028	0.044
L-Valine 100%	-	0.004	0.057	0.111
L-Isoleucine 100%	-	-	-	0.003
Antioxidant – BHT	0.010	0.010	0.010	0.010
Leucomag® <sup>2</sup>	0.020	0.020	0.020	0.020
Calculated composition, %				
Metabolizable energy (kcal kg <sup>-1</sup> )	3279	3263	3246	3230
Net energy (kcal kg <sup>-1</sup> )	2451	2451	2451	2451
SID lysine	1.093	1.093	1.093	1.093
SID methionine	0.333	0.346	0.359	0.372
SID met+cys	0.612	0.612	0.612	0.612
SID threonine	0.689	0.689	0.689	0.689
SID tryptophan	0.201	0.197	0.197	0.197
SID valine	0.799	0.754	0.754	0.754
SID isoleucine	0.725	0.675	0.623	0.601
Calcium	0.768	0.768	0.768	0.768
Digestible phosphorus	0.368	0.368	0.368	0.368
Electrolytic balance (mEq kg <sup>-1</sup> )	190.9	190.4	190.4	190.4

563

564

565

566

567 Table 1 - Ingredients, chemical composition and environmental impacts of diets with  
 568 reduction on crude protein level (*continuation*)

	Crude protein content, %			
Life cycle assessment, kg feed	19.24	18.24	17.24	16.24
Acidification, g SO <sub>2</sub> -eq.	10.4	10.8	11.3	11.8
Eutrophication, g PO <sub>4</sub> -eq.	4.30	4.30	4.32	4.33
Global warming, g CO <sub>2</sub> -eq.	401	412	427	446
Energy demand, MJ	5.19	5.38	5.72	6.14
Ecotoxicity, g 1.4-DBC-eq.	4.95	5.03	5.16	5.32
Land occupation, m <sup>2</sup> ·year	1.09	1.06	1.03	1.00

569 <sup>1</sup> Premix should provide at least the following nutrient amounts per kg of feed: vitamin A, 6 000 IU;  
 570 vitamin D3, 1 800 IU; vitamin E, 30 IU; vitamin K3, 6 mg; vitamin B1, 1 mg; vitamin B2, 5.2 mg;  
 571 vitamin B6, 1.5 mg; vitamin B12, 20 mg; niacin, 30 mg; pantothenic acid, 18 mg; folic acid, 0.6 mg;  
 572 biotin, 0.09 mg; choline chloride, 0.32 mg; methionine, 0.1 g; lysine, 0.28 g; copper, 21 mg; iodine, 1.4  
 573 mg; iron, 0.05 g; manganese, 35 mg; selenium, 0.3 mg; zinc, 0.12 g; phytase.

574 <sup>2</sup> Leucomag: leucomycin at 30%.

575

576 Table 2 – Performance, backfat thickness and muscle depth (*longissimus thoracis*) of  
 577 piglets fed diets with different contents in crude protein and amino acid  
 578 supplementation

	Crude protein content, %				RMSE	P-value
	19.24	18.24	17.24	16.24		
Number of pigs	7	7	7	7		
Initial BW, kg	15.0	15.1	15.5	15.7	1.128	0.461
Final BW, kg	30.6	32.6	31.0	32.1	1.35	0.701
Backfat thickness, mm	5.17	5.84	5.98	5.28	0.114	0.621
Muscle depth, mm	25.3	28.3	25.9	26.3	0.248	0.703
Lean % <sup>1</sup>	60.5	60.5	60.4	60.5	0.103	0.614
ADG, kg	0.717	0.754	0.712	0.738	0.062	0.665
FCR, kg kg <sup>-1</sup>	1.77	1.79	1.79	1.80	0.166	0.991
ADFI, kg	1.27	1.35	1.28	1.32	0.109	0.794

579 BW = body weight; ADG = average daily gain; FCR = feed conversion ratio; ADFI = average daily feed  
 580 intake; BWG= BW gain.

581 <sup>1</sup>Lean percentage = 60.69798 – 0.89211 \* backfat + 0.10560 \* Muscle depth (Vítek et al., 2008).

582

583 Table 3 – Nitrogen and phosphorus balance of piglets fed diets with different contents  
 584 in crude protein and amino acid supplementation

	Crude protein content, %				RMSE	P-value
	19.24	18.24	17.24	16.24		
Number of pigs	5	5	5	5		
Nitrogen balance (g d <sup>-1</sup> )						
Intake	23.1	21.9	20.6	18.1	1.01	0.001
Excreted	8.22	6.64	6.28	5.84	0.639	0.001
Feces	2.58	2.36	2.38	2.21	0.413	0.832
Urine	5.64	4.28	3.90	3.63	0.599	0.004
Retention (% of N intake) <sup>1</sup>	63.4	69.5	69.5	67.7	4.18	0.104
Phosphorus balance (g d <sup>-1</sup> )						
Intake	4.23	4.25	3.48	3.15	0.199	0.001
Excreted	2.15	2.22	1.93	1.86	0.453	0.686
Retention (% of P intake) <sup>1</sup>	49.2	47.8	44.5	41.0	12.1	0.826
Regression equations						R <sup>2</sup>
As function of CP content						
Nitrogen intake (g d <sup>-1</sup> )	- 2.74945 + 1.38183 * CP%					0.96
N excreted in urine (g d <sup>-1</sup> )	- 4.90280 + 0.54024 * CP%					0.86
Total N excreted (g d <sup>-1</sup> )	- 4.08593 + 0.63160 * CP%					0.87
Phosphorus intake (g d <sup>-1</sup> )	- 2.08301 + 0.34180 * CP%					0.75
As function of N intake						
N excreted in urine (g d <sup>-1</sup> )	1.71057 + 0.12654 N intake g d <sup>-1</sup>					0.21
Total N excreted (g d <sup>-1</sup> )	2.02026 + 0.22555 N intake g d <sup>-1</sup>					0.47

585 <sup>1</sup> Retention coefficient used to estimate nitrogen (N) and phosphorus (P) excretion in Essay I

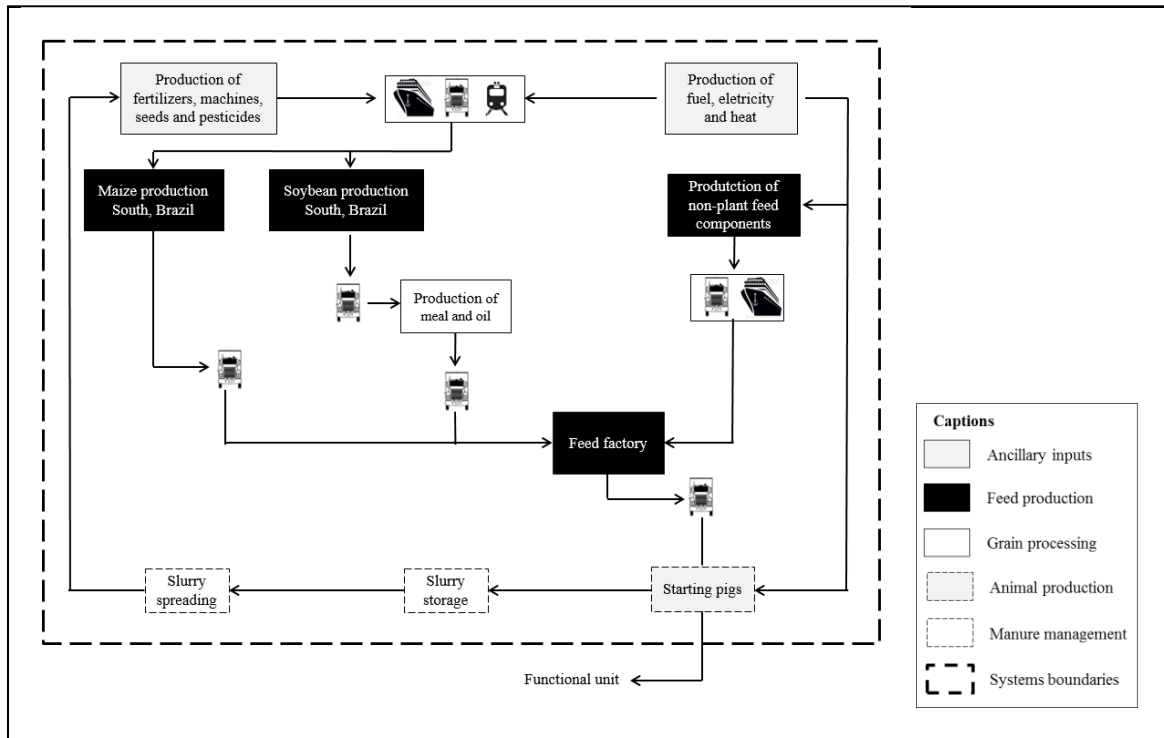
586

587 Table 4 – Potential environmental impacts, per kg of body weight gain, of piglets from  
 588 15 to 30 kg, fed diets with different contents in crude protein and amino acid  
 589 supplementation

	Crude protein content, %				RMSE	<i>P</i> -value	1-β <sup>1</sup> , %
	19.24	18.24	17.24	16.24			
Number of pigs	7	7	7	7			
GWP, kg CO <sub>2</sub> -eq.	1.76	1.76	1.77	1.77	0.138	0.831	5.15
AP, g SO <sub>2</sub> -eq.	33.2	30.0	30.4	30.8	3.44	0.180	28.5
EP, g PO <sub>4</sub> -eq.	11.3	10.5	10.4	10.3	1.04	0.111	31.6
CED, MJ-eq.	17.8	17.6	19.3	19.6	1.49	0.164	67.6
TE, g 1,4-DCB-eq.	4.68	4.82	4.95	5.17	0.417	0.470	39.6
LO, m <sup>2</sup> ·year	2.06	2.00	1.96	1.89	0.150	0.078	36.0

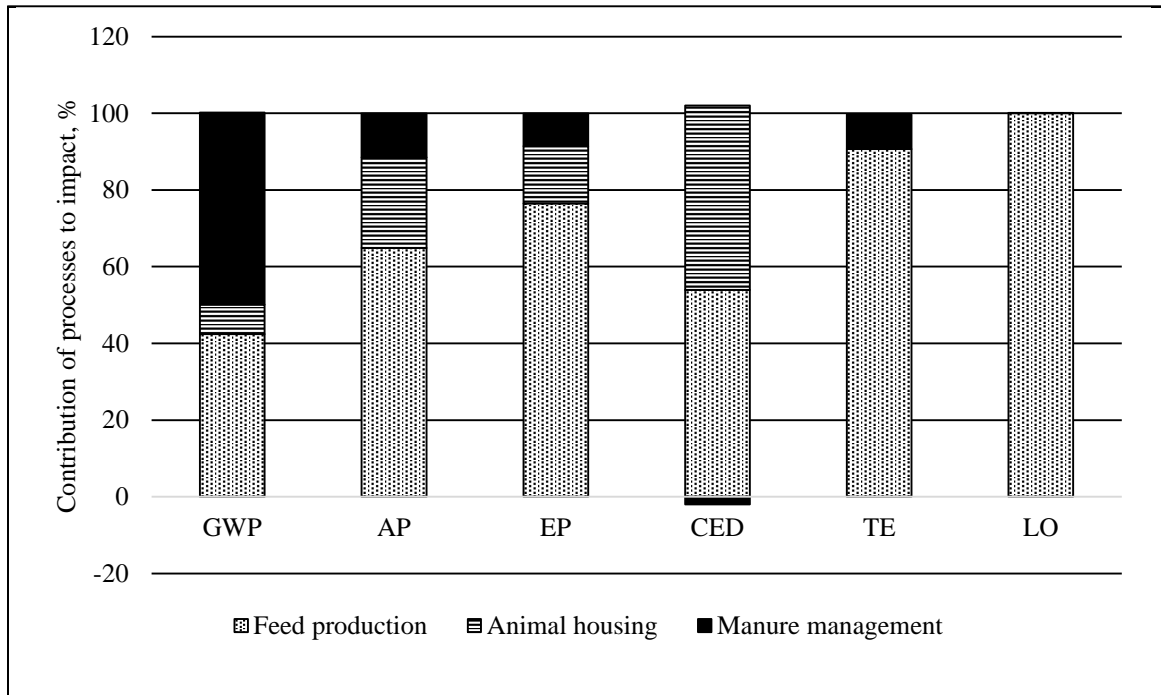
590 GWP = global warming potential; AP = acidification potential; EP = eutrophication potential; CED =  
 591 cumulative energy demand; TE = terrestrial ecotoxicity; LO, land occupation.

592 <sup>1</sup> Power of statistical test considering alpha = 5%.



593 Figure 1 – System boundaries of starting pig production in South Brazil, from 15 to 30  
 594 kg, with main processes for the production of crop inputs, crop production, production  
 595 of feed ingredients and feeds, and pig production.





596 Figure 2 – Relative contribution of the different processes (%) to impacts on global  
 597 warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP),  
 598 cumulative energy demand (CED), terrestrial ecotoxicity (TE) and land occupation  
 599 (LO).



24

25

## Introduction

26

27

28

29

30

31

32

Livestock production has been identified as an activity with a high pollution potential (Basset-Mens and van der Werf, 2005), due to contamination risks in high pig density regions, as the Southern Brazil (FIESP, 2014). As consequence, strategies to mitigate environmental impact of swine production has been addressed and the dietary crude protein (CP) reduction, through industrial amino acid (IAA) inclusion, was established as a technique which can change nitrogen excretion (Toledo et al., 2014; Andretta et al., 2014), showing a potential to reduce the environmental impact.

33

34

35

36

37

38

In recent years, life cycle assessment (LCA) has been widely used in swine production (McAuliffe et al., 2016) to evaluate the environmental impact as a whole. Previous studies have been shown that feed production is the step with highest contribution to LCA impact (Basset-Mens e van der Werf, 2005; Mosnier et al., 2011; Garcia-Launay et al., 2014), indicating that feed strategies could directly interfere in the impact generation.

39

40

41

42

43

44

45

However, LCA approach is very comprehensive, using a concept based on input/output accounting throughout the product life cycle. As a result, many uncertainties are associated to technical parameters, mainly in a livestock system, due to the diversity of production systems and the wide range of agricultural practices (Basset-Mens & van der Werf, 2005). This is the main problem to LCA application in those systems, because of the lack of references on the diversity of systems and the complexity of interactions between variables (Prudêncio da Silva, 2011).

46

47

Besides that, predicted data could be obtained through models and/or software, which couldn't be overall adequate for the diversity in production systems,

48 corroborating the need to establish an environmental impact assessment of LCA using  
49 predicted and observed data. The aim of this study was to validate the environmental  
50 impact of raising pigs from 15 to 30 kg, fed with dietary CP reduction, based on LCA  
51 methodology with predicted performance and excretion data.

52

53

### **Material and methods**

54 The environmental impacts were evaluated following the suggestions of  
55 Guinée et al. (2002), according to the steps: goal and scope definition, life cycle  
56 inventory and life cycle impact assessment.

#### ***Goal and scope definition***

58 The definition of system and subsystem boundaries was derived from Nguyen  
59 et al. (2010) and is described in Figure 1. The LCA considered the activity of piglet  
60 production, from 15 to 30 kg of body weight, in four different scenarios of feed  
61 formulation, including crop production, grain drying and processing, production and  
62 transport of feed ingredients, feed production at the feed factory, transport of the feed to  
63 the farm, starting pig production, and manure storage, transport and spreading (Figure  
64 1). Impacts were calculated at the farm gate and the functional unit considered was one  
65 kg of body weight gain (BWG) over the starting period. The starting pig production  
66 system considered was a conventional nursery farm with indoor rearing of barrows on  
67 partially slated floor and the collection and storage of manure as liquid slurry.

68

#### ***Life cycle inventory (LCI)***

70 Resource use and emissions associated with the production and delivery of inputs  
71 for crop production (fertilizers, pesticides, tractor fuel and agricultural machinery) came

72 from the Ecoinvent database version 3 (SimaPro LCA software 8.0, PRé Consultants).  
73 Energy use in the building for light, heating and ventilation was considered, but not the  
74 emissions and resources used for the construction of buildings, nor the land occupied by  
75 the buildings. Veterinary medicines and hygiene products were also not included, as  
76 proposed by Garcia-Launay et al. (2014).

#### 77 *Crop production and non-plant feed components*

78 We assumed that soybean was produced in South Brazil, the second largest  
79 producer in the country (CONAB, 2016). Life cycle inventory for maize and soybean  
80 came from Alvarenga et al. (2012) and Prudêncio da Silva et al. (2010), respectively.  
81 For the grain-drying and storage stage, we used data from Marques (2006). For soybean  
82 meal and soybean oil, the resource use and emissions were economically allocated,  
83 following the suggestion of Ramírez (2009).

84 Data for salt, phosphate, sodium bicarbonate, premix and limestone used in the  
85 diet came from Wilfart et al. (2016). The antioxidant and growth promoter were  
86 assumed to have the same impacts as the premix. L-lysine HCl, DL-methionine and L-  
87 threonine inventory data came from Mosnier et al. (2011). Production of L-tryptophan,  
88 L-valine and L-isoleucine were assumed to require twice the amount of resources and  
89 energy as the production of L-lysine HCl (Garcia-Launay et al., 2014).

#### 90 *Transport specifications*

91 The pig production system considered was located in South Brazil, as described  
92 by Cherubini et al. (2015); this region contributes to more than 50% of the national pig  
93 production (FIESC, 2014). We hypothesized that the grains came from the main  
94 producing areas in South Brazil. For transport inventory, we used the methodology

95 described by Prudêncio da Silva et al. (2010). Products imported were assumed to be  
96 mainly transported by sea followed by road (Mosnier et al., 2011).

### 97 *Feed specifications*

98 The amino acid composition of maize and soybean meal used in the diet  
99 formulation were obtained through near-infrared spectroscopy – NIRS, by Evonik  
100 Industries, and the standardized digestibility of amino acids from these ingredients was  
101 determined as in Rostagno et al. (2011).

102 Four experimental feeds were evaluated (Table 1), with different levels of CP  
103 content (19.24, 18.24, 17.24 and 16.24%), meeting the requirements of digestible amino  
104 acids proposed by Rostagno et al. (2011) with inclusion of L-lysine HCl, DL-  
105 methionine, L-threonine, L-tryptophan, L-valine and L-isoleucine. Diets were  
106 formulated to have the same net energy content and, at least, 3230 kcal kg<sup>-1</sup> of ME  
107 (Rostagno et al., 2011). Sodium bicarbonate was used to keep the same electrolyte  
108 balance among the experimental diets.

109 The feed production process at the feed factory was included in the inventory,  
110 considering that it would be held in the pig production region (Garcia-Launay et al.,  
111 2014).

### 112 *Pig production*

113 *Predicted data.* Performance data from Rostagno et al. (2011), with weekly feed intake  
114 and body weight data (high performance), were used to adjust average animal profile  
115 parameters for growth and feed intake using InraPorc® software (INRA, Saint-Gilles,  
116 France), for barrows. Thus, *ad libitum* net energy intake was modeled as a gamma  
117 function of BW expressing daily net energy intake in multiples of net energy intake  
118 above maintenance, with two parameters ‘a’ (4,8779) and ‘b’ (0,0219) and c a fixed

119 parameter representing the maintenance energy requirement ( $0.75 \text{ MJ kg}^{-1} \text{ BW}^{0.60}$ , van  
120 Milgen et al., 2015). Protein deposition (PD) was modeled by a Gompertz function  
121 described using mean PD ( $278 \text{ g d}^{-1}$ ) and precocity (0,016) (van Milgen et al., 2008).  
122 From this animal profile, simulations were performed for each dietary CP content  
123 scenario, in order to determine animal performance, nutrient balance and excretion,  
124 from 15 to 30 kg of body weight (BW), according to InraPorc®.

125 *Observed data.* Performance and nutrient excretion data came from two trials presented  
126 in Chapter III of this thesis, in which the productive phase and experimental feeds used  
127 were the same in relation to the predicted data.

#### 128 *Manure management*

129 The environmental consequences of manure utilization were evaluated using  
130 system expansion as described by Nguyen et al. (2010). Thus, manure produced was  
131 assumed to substitute a certain amount of mineral fertilizers, by using a mineral  
132 fertilizer equivalency (MFE, %). We assumed that the MFE was 75 % of total nitrogen  
133 in manure (Nguyen et al., 2010), with 5 % extra loss as nitrates compared to mineral  
134 fertilizers (Garcia-Launay et al., 2014), and MFE was 100 % for phosphorus (Sommer  
135 et al., 2008).

136

#### 137 *Life cycle impact assessment*

##### 138 *Emissions from animal production*

139 Emissions to air during swine production were estimated step-by-step for  $\text{NH}_3$ ,  
140  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$  and  $\text{CH}_4$ , as described by Monteiro et al. (2016). The  $\text{NH}_3$  emissions from the  
141 building and during manure storage were calculated according to emission factors  
142 proposed by Rigolot et al. (2010), considering the effect of ambient temperature in

143 Southern Brazil (mean of 22°C). The amounts of nitrogen, P, Cu, Zn, K and organic  
 144 matter excreted by the pigs were obtained from InraPorc® simulations. These data, and  
 145 data from essays, were used to calculate the amount of each element available at field  
 146 application.

#### 147 *Characterization factors*

148 We based our analysis on the CML 2001 (baseline) method V3.02 as  
 149 implemented in Simapro software, version 8.05 (PRé Consultant, 2014) and added the  
 150 following categories: land occupation from CML 2001 (all categories) version 2.04 and  
 151 total cumulative energy demand version 1.8 (non-renewable fossil + nuclear). Thus, we  
 152 considered the potential impacts of pig production on global warming potential (GWP,  
 153 kg CO<sub>2</sub>-eq.), eutrophication potential (EP, g PO<sub>4</sub>-eq.), acidification potential (AP, g  
 154 SO<sub>2</sub>-eq.), terrestrial ecotoxicity (TE, g 1,4-DCB-eq.), cumulative energy demand (CED,  
 155 MJ), and land occupation (LO, m<sup>2</sup>.year). The GWP was calculated according to the 100-  
 156 year global warming potential factors in kg CO<sub>2</sub>-eq.

157

#### 158 *Validation by using predicted and observed data*

159 Performance, excretion and environmental impact data for each CP level, from  
 160 essays (observed) and from InraPorc® simulations (predicted), were compared by using  
 161 a Bayesian approach. Results differences for each pair of samples were described as Dif  
 162 = y<sub>2</sub>-y<sub>1</sub>, providing a difference sample, normally distributed such that:

$$163 \text{Dif}_i \sim N(\mu, \tau)$$

164 where  $i = 1, 2, \dots, n$ , considering for  $\mu$  (mean) and  $\tau$  (precision), non-  
 165 informative *a priori* distribution, such that,  $\mu \sim N(0, 10^{-6})$  and  $\tau \sim \text{Gamma}(10^{-3}, 10^{-3})$



166 with variance  $\sigma^2=1/\tau$ , according to OpenBUGS parameterization, software which  
167 simulate parameters chains through MCMC process (*Monte Carlo Markov Chain*).

168 *A posteriori* distributions were obtained through the Brugs package program R  
169 (R Development Core Team, version 3.2.5). One hundred thousand values were  
170 generated through the MCMC method, with a discharge of 10,000 initial values in  
171 jumps of size 1. The convergence of the chains was tested by the coda package R  
172 program according to the criteria of Heidelberger and Welch (1983).

173 The average *a posteriori* estimates were used for each parameter, and a  
174 credibility interval (CIr) was calculated for the average difference, where significance  
175 was observed in the parameters in which the value zero did not belong to the range of  
176 95% of credibility ( $0 \notin \text{CIr}$ ).

177

## 178 **Results**

### 179 ***Animal performance, nitrogen and phosphorus balance***

180 The reduction in dietary CP provided a variation of 0.75 % in average daily  
181 gain, comparing the diet with 19.24 % of CP (0.668 kg d<sup>-1</sup>) in relation to 16.24 % of CP  
182 (0.673 kg d<sup>-1</sup>; Table 2). There was a reduction of 0.55 % in feed conversion ratio for  
183 pigs fed lower CP level. Backfat thickness and lean percentage were the same between  
184 experimental feeds (Table 2).

185 There was a reduction on nitrogen intake and excreted, with dietary CP  
186 reduction. The amounts of phosphorus intake were reduced as dietary CP was  
187 decreased, as well as phosphorus excreted (Table 2).

188

189

190 ***Life cycle impacts***

191 *Global warming potential, cumulative energy demand and terrestrial ecotoxicity*

192 The average values for GWP ranged between the experimental treatments from  
193 1.53 to 1.55 kg CO<sub>2</sub>-eq. kg<sup>-1</sup> BWG, from 17.5 to 19.4 MJ-eq. kg<sup>-1</sup> BWG for CED and  
194 from 4.78 to 5.15 g of 1,4-DBC-eq. kg<sup>-1</sup> BWG (Table 3). For these categories, the  
195 impact was increased as the dietary CP was reduced.

196 *Potentials of acidification and eutrophication and land occupation*

197 The average values ranged from 34.0 to 35.6 g SO<sub>2</sub>-eq. kg<sup>-1</sup> BWG for AP, from  
198 10.8 to 11.3 g PO<sub>4</sub>-eq. kg<sup>-1</sup> BWG for EP and from 1.88 to 2.09 m<sup>2</sup>·year kg<sup>-1</sup> BWG  
199 (Table 3). These categories, however, showed an impact reduction with the decreasing  
200 in dietary CP content.

201

202 ***Validation by using predicted and observed data***

203 Differences were observed (0∉CIr) between predicted (InraPorc®) and observed  
204 (essays) data for the parameters average daily gain and nitrogen excreted, as well as for  
205 the impacts categories GWP, AP and EP (Table 4). However, predicted feed intake,  
206 phosphorus excreted, CED, TE and LO did not differ (0∈CIr) from the observed data  
207 (Table 4).

208

209

## **Discussion**

210 ***Performance, nitrogen and phosphorus balance***

211 The feed conversion ratio showed a little reduction as the dietary CP was  
212 decreased (Table 2). Conversely, Toledo et al. (2014) did not observe any differences

213 ( $P>0.05$ ) in feed conversion ratio of piglets weighing 6 to 15 kg, by decreasing dietary  
214 CP levels.

215           Low CP diets could provide the animals with less energy spent on amino acid  
216 deamination, less urea excretion in urine and lower heat production (Noblet et al.,  
217 2001), resulting in more net energy available to be deposited in carcass as fat. However,  
218 when the net energy system is used, it does not occur. For this reason, backfat thickness  
219 and lean percentage data, in our study, did not vary between experimental feeds (Table  
220 2). This could be due to the software which considered that fat deposition was not  
221 affected by dietary CP reduction, once all diets showed the same net energy content.  
222 However, it's worth pointing out that we did not use population version of this software,  
223 so our data did not took into account the effect between-animal variability, which affect  
224 both performance and excretion data (Brossard et al., 2014).

225           The reduction on intake and excretion, as the dietary CP was reduced,  
226 corroborate previous studies (Andretta et al., 2014; Pomar et al., 2014; Toledo et al.,  
227 2014). The National Research Council (NRC, 2012) suggested that for each percentage  
228 unit of dietary CP reduction, nitrogen excretion can be expected to decrease by 8 %, due  
229 to the lower amino acid deamination and, consequently, lower urea excretion in urine.  
230 Similarly, Andretta et al. (2014) reported that nitrogen excretion was reduced by 8 % for  
231 each percentage unit of dietary CP reduction, for precision feeding in comparison with  
232 3-phase feeding. By using predicted nitrogen balance data, we observed that total  
233 nitrogen excretion was reduced by 5 % for each percentage unit of dietary CP reduction  
234 (Table 2).

235

236

237 ***Life cycle impacts***

238           The hypothesis for reducing the environmental impacts of piglet production  
239 (from 15 to 30 kg) through CP reduction was confirmed by our results for the categories  
240 AP, EP and LO, however this strategy increase the impact for GWP, CED and TE  
241 (Table 3).

242 *Global warming potential, cumulative energy demand and terrestrial ecotoxicity*

243           The increase in GWP impact due to the dietary CP reduction generally is  
244 observed in studies which LCI did not take into account the grain production from  
245 deforested areas. In a study considering different soybean production systems,  
246 Prudêncio da Silva et al. (2010) observed that CO<sub>2</sub>-eq. emissions were increased by  
247 about 47 % when protein sources came from recent deforested areas. Therefore,  
248 considering CO<sub>2</sub>-eq. emissions due to the effect of land use change as a consequence of  
249 rainforest conversion in crop areas (Prudêncio da Silva et al., 2010), IAA utilization  
250 could be an interesting strategy for reducing the environmental impact under this  
251 category (Kebreab et al., 2016; Monteiro et al., 2016).

252           However, it should also be considered that deforestation for soy production has  
253 reduced in the Amazon Biome in 2014 (Gibbs et al., 2015), moreover, several Brazilian  
254 States produced soybean in non-deforested areas (Prudêncio da Silva et al., 2010).  
255 Though, new legislations are needed to further reduce the deforestation for soy  
256 production, both in Amazon and Cerrado Biome. This justifies the use of soybean from  
257 non-deforested areas, in current and future evaluations of Brazilian scenarios.

258           As the dietary CP was reduced, an increase in CED was observed (Table 3).  
259 According to Kebreab et al. (2016) the production of IAA and phytase demands high  
260 amounts of non-renewable energy. These authors also considered that the high non-

261 renewable energy used during IAA production could be an area where the industry  
262 could take action to reduce impacts.

263         Conversely, Garcia-Launay et al. (2014) observed a reduction in CED moving  
264 from no IAA diet and high CP to low CP diet. However, this study considered that 100  
265 % of soybean was imported from Brazil (mainly from Center-West) with a high energy  
266 demand at the transport step.

267         The high TE impact in low CP diets (Table 3) was due to low CP diets allowed  
268 more IAA inclusion. According to Garcia-Launay et al. (2014), TE impact for L-lysine  
269 manufacturing was 82 % higher than for soybean meal production. For the other IAA  
270 (L-tryptophan, DL-methionine and L-valine), authors estimated an impact 91 % higher  
271 than soybean meal. This seems to indicate that the use of maize-soy-based diets, with  
272 minimum IAA supplementation, could provide reduction in TE impact, considering  
273 Brazilian pig production context, without soybean from deforested areas.

#### 274 *Potentials of acidification and eutrophication and land occupation*

275         There is a high contribution of nitrogen and phosphorus to the eutrophication  
276 process, and nitrogen contribution to the acidification process by ammonia emissions  
277 (Guinée et al., 2002). For this reason, a reduction on AP and EP was observed in our  
278 study, as the dietary CP was reduced. This result is in line of previous researches (Ogino  
279 et al., 2013; Garcia-Launay et al., 2014; Mackenzie et al., 2016; Kebreab et al., 2016).

280         Similarly, for LO impact category there was a reduction of impact by the IAA  
281 use, which was already shown in other studies (Mosnier et al., 2011; Garcia-Launay et  
282 al., 2014; Monteiro et al., 2016). This could be due to the reduction of soybean  
283 inclusion, which occupies the land for longer periods than IAA. Besides, low CP diets  
284 allow higher maize inclusion. Considering the grain production in Brazil, Prudêncio da

285 Silva et al. (2014) reported a LO impact for soybean meal more than twice as high as for  
286 maize.

287

### 288 ***Validation by using predicted and observed data***

289 The bayesian t-paired test indicated that InraPorc® utilization was efficient to  
290 predict feed intake and phosphorus excretion data, and to predict the impacts under  
291 CED, TE and LO, since predicted and observed data did not differed (0€CIr; Table 4).

292 Regarding feed intake, the validation could be due to the software uses  
293 mathematical models that consider the animal growth as a dynamic phenomenon, which  
294 varies according to the nutritional supply (van Milgen et al., 2008).

295 For this variable, we have chosen modeling the *ad libitum* net energy intake as a  
296 gamma function of BW. However, different equations types (linear, power and  
297 exponential) are available for the user and *ad libitum* feed intake can be expressed on  
298 amount (kg) or energy basis (digestible, metabolizable or net), being the equation and  
299 the choice whether *ad libitum* intake is controlled, with important impact on model  
300 predictions (van Milgen et al., 2008; 2015). If intake is assumed to be controlled by  
301 quantity, feeding a high-fat diet would result in a greater energy intake, and  
302 performance would then be higher for the high-fat diet (van Milguyen et al., 2008).

303 Phosphorus excretion in InraPorc® software is estimated as the difference  
304 between intake and retained. The retention is estimated considering a fixed amount of  
305 phosphorus retained, for each kg of BWG (Dourmad et al., 2003), since retained  
306 amounts of phosphorus presented close values between studies (Rymarz et al., 1982;  
307 Rymarz, 1986; Jongbloed, 1987; Hendriks and Moughan, 1993; Mahan and Newton,  
308 1995; Mahan and Shields, 1998). Although predicted data were modeled as function of

309 phosphorus retained, and observed data were obtained by fecal analysis, both values  
310 were statically similar (Table 4).

311 The validation between predicted and observed data for CED, TE and LO  
312 categories (Table 4), but not for GWP, AP and EP categories, could be due to the high  
313 contribution of feed production for the impact under these categories, and low  
314 contribution of animal housing and manure management. For CED, TE and LO, the  
315 impact reduction was almost exclusively associated with feed production, accounting  
316 for 70 % to 100 % of these impacts (Basset-Mens and van der Werf, 2005; Eriksson et  
317 al., 2005; Garcia-Launay et al., 2014).

318 The GWP and EP impact categories, although they have not been validated,  
319 showed the same behavior between predicted and observed, which followed the same  
320 tendency as the dietary CP was reduced (Figure 2).

321 The validation of feed intake, but not of weight gain, could be related to the  
322 modelling approach used in these estimative. As before mentioned, net energy intake  
323 was modeled as a function of BW. The weight gain, however, was modeled from  
324 protein deposition (PD) potential. Potential PD is defined by a Gompertz function,  
325 parameterized by the initial body protein, mean PD and precocity (Emmans and  
326 Kyriazakis, 1997; van Milguen et al., 2008). This leads that predicted weight gain, from  
327 a constant net energy intake (variation from 1.20 to 1.21 kg of feed d<sup>-1</sup>, which  
328 corresponds a net energy intake from 2941 to 2966 kcal d<sup>-1</sup>), did not differ between  
329 dietary CP levels, fact that did not occur with observed data (Figure 2).

330

## 331 **Conclusions**

332 Our predicted results indicated that the dietary CP reduction for piglets from 15  
333 to 30 kg of BW, through the IAA supplementation, reduced the environmental impact  
334 under AP, EP and LO, considering a Brazilian context of pig production.

335 Predicted data for modelling the life cycle impact of piglet production from 15 to  
336 30 kg did not reliably represent the categories GWP, AP and EP, in relation to the  
337 dietary CP reduction. However, they were statistically representative of the impact  
338 under CED, TE and LO.

339

## 340 **Acknowledgements**

341 This project was conducted within a sandwich PhD thesis program supported  
342 by CAPES Foundation, Brazil.

343

## 344 **References**

345 Adeola, O. 2000. Digestion and balance techniques in pigs. In: Lewis, A.J., Southern,  
346 L.L. [Eds.], Swine Nutrition. CRC Press, Washington, DC, US.

347 Alvarenga, R.A.F.; Prudêncio da Silva, V.P.; Soares, S.R. 2012. Comparison of the  
348 ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study  
349 on Brazilian broiler feed production. *Journal of Cleaner Production* 28: 25-32.

350 Andretta, I.; Pomar, C.; Kipper, M.; Hauschild, L.; Rivest, J. 2016. Feeding behavior of  
351 growing–finishing pigs reared under precision feeding strategies. *Journal of*  
352 *Animal Science* 94: 3042-3050.

353 Andretta, I.; Pomar, C.; Rivest, J.; Pomar, J.; Lovatto, P.A.; Radünz Neto, J. 2014. The  
354 impact of feeding growing–finishing pigs with daily tailored diets using



- 355 precision feeding techniques on animal performance, nutrient utilization, and  
356 body and carcass composition1. *Journal of Animal Science* 92: 3925-3936.
- 357 Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.G. 2005. Scenario-based environmental  
358 assessment of farming systems: the case of pig production in France.  
359 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105: 127-144.
- 360 Brossard, L.; Vautier, B.; van Milgen, J.; Salaun, Y.; Quiniou, N. 2014. Comparison of  
361 in vivo and in silico growth performance and variability in pigs when applying a  
362 feeding strategy designed by simulation to control the variability of slaughter  
363 weight. *Animal Production Science* 54: 1939-1945.
- 364 Cherubini, E.; Zanghelini, G. M.; Tavares, J.M.R.; Belletini, F.; Soares, S.R. 2015. The  
365 finishing stage in swine production: influences of feed composition on carbon  
366 footprint. *Environment, Development and Sustainability* 17: 1313–1328.
- 367 Companhia Nacional de Abastecimento [CONAB]. 2016. Monitoring of the Brazilian  
368 grain harvest: Harvest 2016/17 = Acompanhamento da safra brasileira de grãos:  
369 Safra 2016/17. Available from:  
370 [http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16\\_06\\_09\\_09\\_00\\_00\\_bol](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_06_09_09_00_00_bol_etim_graos_junho__2016_-_final.pdf)  
371 [etim\\_graos\\_junho\\_\\_2016\\_-\\_final.pdf](http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/16_06_09_09_00_00_bol_etim_graos_junho__2016_-_final.pdf) [Accessed Mars 03, 2017] (in Portuguese).
- 372 Dourmad, J.-Y.; Pomar, C.; Massé, D. 2003. Mathematical modelling of manure  
373 production by pig farms. Effect of feeding and housing conditions. *Eastern*  
374 *Nutrition Conference* 1: 1-15.
- 375 Emmans, G.C.; Kyriazakis, I., 1997. Models of pig growth: problems and proposed  
376 solutions. *Livestock Production Science* 51: 119–129.

- 377 Eriksson, I.S.; Elmquist, H.; Stern, S.; Nybrant, T. 2005. Environmental systems  
378 analysis of pig production – the impact of feed choice. *International Journal of*  
379 *Life Cycle Assessment* 10: 143–154.
- 380 Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina [FIESC]. 2014. Santa Catarina  
381 Data = Santa Catarina em Dados. Available from:  
382 [http://fiesc.com.br/sites/default/files/medias/25\\_set\\_sc\\_dados\\_2014\\_em\\_baixa\\_](http://fiesc.com.br/sites/default/files/medias/25_set_sc_dados_2014_em_baixa_para_site.pdf)  
383 [para\\_site.pdf](http://fiesc.com.br/sites/default/files/medias/25_set_sc_dados_2014_em_baixa_para_site.pdf) [Accessed Mars 01, 2017] (in Portuguese).
- 384 Garcia-Launay, F.; van der Werf, H.M.G.; Nguyen, T.T.H.; Le Tutour, L.; Dourmad, J.-  
385 Y. 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of  
386 feed-use amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Livestock*  
387 *Science* 161: 158-175.
- 388 Gibbs, H.K.; Rausch, L.; Munger, J.; Schelly, I.; Morton, D.C.; Noojipady, P.; Soares-  
389 Filho, B.; Barreto, P.; Micol, L.; Walker, N.F. 2015. Brazil's Soy Moratorium:  
390 Supply-chain governance is needed to avoid deforestation. *Science* 347: 377-  
391 378.
- 392 Guinée, J.; de Bruijn, H.; van Duin, R.; Huijbregts, M.A.J. 2002. *Handbook on Life*  
393 *Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Springer, Leiden,  
394 South Holland, Netherlands.
- 395 Heidelberger, P.; Welch, P. 1983. Simulating run length control in the presence of an  
396 initial transient. *Operations Research* 31: 1109-1144.
- 397 Hendriks, W.H.; Moughan, P.J. 1993. Whole-body mineral composition of entire male  
398 and female pigs depositing protein at maximal rates. *Livestock Production*  
399 *Science* 33: 161-170.

- 400 Jongbloed, A.W. 1987. Phosphorus in the feeding of pigs, effect of diet on the  
401 absorption and retention of phosphorus by growing pigs. PhD Thesis, Leylystad,  
402 Flevoland, Netherlands.
- 403 Kebreab, E.; Liedke, A.; Caro, D.; Deimling, S.; Binder, M.; Finkbeiner, M. 2016.  
404 Environmental impact of using specialty feed ingredients in swine and poultry  
405 production: A life cycle assessment<sup>1</sup>. *Journal of Animal Science* 94: 2664-2681.
- 406 Mackenzie, S.G.; Leinonen, I.; Ferguson, N.; Kyriazakis, I. 2016. Can the  
407 environmental impact of pig systems be reduced by utilising co-products as  
408 feed? *Journal of Cleaner Production* 115: 172-181.
- 409 Mahan, D.C.; Newton, E.A. 1995. Effect of initial breeding weight on macro- and  
410 micromineral composition over three-parity period using a high-producing  
411 genotype. *Journal of Animal Science* 73: 151-158.
- 412 Mahan, D.C.; Shields, R.G.Jr. 1998. Macro- and micromineral composition of pigs from  
413 birth to 145 kilograms of body weight. *Journal of Animal Science* 76: 506-512.
- 414 Marques, B.D.A. 2006. Considerações ambientais e exergéticas na fase de pós-colheita  
415 de grãos: estudo de caso do Estado do Paraná. Universidade Federal do Paraná.
- 416 McAuliffe, G.A.; Chapman, D.V.; Sage, C.L. 2016. A thematic review of life cycle  
417 assessment (LCA) applied to pig production. *Environmental Impact Assessment*  
418 *Review* 56: 12-22.
- 419 Monteiro, A.N.T.R.; Garcia-Launay, F.; Brossard, L.; Wilfart, A.; Dourmad, J.-Y. 2016.  
420 Effect of feeding strategy on environmental impacts of pig fattening in different  
421 contexts of production: evaluation through life cycle assessment. *Journal of*  
422 *Animal Science* 94: 4832-4847.

- 423 Mosnier, E.; van der Werf, H.M.G.; Boissy, J.; Dourmad, J.-Y. 2011. Evaluation of the  
424 environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the  
425 manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal* 5:  
426 1972-1983.
- 427 National Research Council [NRC]. 2012. *Nutrient Requirements of Swine*. 11ed. NRC,  
428 CABI Publishing, New York, NY, USA.
- 429 Nguyen, T.L.T.; Hermansen, J.E.; Mogensen, L. 2010. Fossil energy and GHG saving  
430 potentials of pig farming in the EU. *Energy Policy* 38: 2561-2571.
- 431 Noblet, J.; Bellegho, L.L.; van Milgen, J.; Dubois, S. 2001. Effects of reduced dietary  
432 protein level and fat addition on heat production and nitrogen and energy  
433 balance in growing pigs. *Animal Research* 50: 227-238.
- 434 Ogino, A.; Osada, T.; Takada, R.; Takagi, T.; Tsujimoto, S.; Tonoue, T.; Matsui, D.;  
435 Katsumata, M.; Yamashita, T.; Tanaka, Y. 2013. Life cycle assessment of  
436 Japanese pig farming using low-protein diet supplemented with amino acids.  
437 *Soil Science and Plant Nutrition* 59: 107-118.
- 438 Pomar, C.; Pomar, J.; Dubeau, F.; Joannopoulos, E.; Dussault, J.P. 2014. The impact of  
439 daily multiphase feeding on animal performance, body composition, nitrogen  
440 and phosphorus excretions, and feed costs in growing–finishing pigs. *Animal* 8:  
441 704-713.
- 442 Prudêncio da Silva, V. 2011. Effects of intensity and scale of production on  
443 environmental impacts of poultry meat production chains. LCA of French and  
444 Brazilian poultry production scenarios. PhD thesis, Florianópolis, Santa  
445 Catarina, Brazil.

- 446 Prudêncio da Silva, V.; van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R.; Corson, M.S. 2014.  
447 Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production  
448 scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management* 133: 222-  
449 231.
- 450 Prudêncio da Silva, V.; van der Werf, H.M.G.; Spies, A.; Soares, S.R. 2010. Variability  
451 in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and  
452 transport scenarios. *Journal of Environmental Management* 91: 1831-1839.
- 453 Ramírez, P. 2009. Análise de Métodos de Alocação Utilizados em Avaliação do Ciclo  
454 de Vida. PhD thesis, Florianópolis, Santa Catarina, Brazil.
- 455 Rigolot, C.; Espagnol, S.; Robin, P.; Hassouna, M.; Béline, F.; Paillat, J.M.; Dourmad,  
456 J.-Y. 2010. Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub>  
457 emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment  
458 practices. *Animal* 4: 1413-1424.
- 459 Rostagno, H.S.; Albino, L.F.T.; Donzele, J.L.; Gomes, P.C.; Oliveira, R.F.; Lopes,  
460 D.C.; Ferreira, A.S.; Barreto, S.L.T. 2011. Brazilian tables for poultry and pigs:  
461 feedstuffs composition and nutritional requirements = Tabelas brasileiras para  
462 aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais. Editora UFV,  
463 Viçosa, MG, Brazil (in Portuguese).
- 464 Rotz, C.A. 2004. Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal*  
465 *of Animal Science* 82: E119-E137.
- 466 Rymarz, A. 1986. Chemical body composition of growing pigs. Ca, P, K, Na and Mg  
467 contents in the body. *Pig News Information* 7: 171-177.

- 468 Rymarz, A.; Fandrejewsky, H.; Kielanowski, J. 1982. Content and retention of calcium,  
469 phosphorus, potassium and sodium in the bodies of growing gilts. *Livestock*  
470 *Production Science* 9: 399-407.
- 471 Sommer, S.G.; Maahn, M.; Poulsen, H.D.; Hjorth, M.; Sehested, J. 2008. Interactions  
472 between phosphorus feeding strategies for pigs and dairy cows and separation  
473 efficiency of slurry. *Environmental Technology* 29: 75-80.
- 474 Toledo, J.B.; Furlan, A.C.; Pozza, P.C.; Piano, L.M.; Carvalho, P.L.O.; Peñuela-Sierra  
475 L.M.; Huepa, L.M.D. 2014. Effect of the reduction of the crude protein content  
476 of diets supplemented with essential amino acids on the performance of piglets  
477 weighing 6 to 15 kg. *Livestock Science* 168: 94-101.
- 478 van Milgen, J.; Dourmad, J.-Y.; Noblet, J.; Labussière, E.; Garcia-Launay, F.; Dubois,  
479 S.; Valancogne, A.; Brossard, L. 2015. InraPorc: where do we come from and  
480 where do we want to go?. In: Sakomura, N.K.; Gous, R.M.; Kyriazakis, I.;  
481 Hauschild, L. [Eds], *Nutritional modelling for pigs and poultry*. CABI  
482 Publishing, New York, NY, USA.
- 483 van Milgen, J.; Valancogne, A.; Dubois, S.; Dourmad, J.-Y.; Sève, B.; Noblet, J. 2008.  
484 Inra Porc: a model and decision support tool for the nutrition of growing pigs.  
485 *Animal Feed Science and Technology* 143: 387-405.
- 486 Wilfart, A., Espagnol, S., Dauguet, S., Tailleur, A., Gac, A., Garcia-Launay, F. 2016.  
487 ECOALIM: A Dataset of Environmental Impacts of Feed Ingredients Used in  
488 French Animal Production. *PLoS ONE* 11: 1-17.

489 Table 1 - Ingredients, chemical composition and environmental impacts of diets with  
 490 reduction on crude protein level

	Crude protein content, %			
	19.24	18.24	17.24	16.24
Ingredients, %				
Maize	64.94	67.95	71.02	74.13
Soybean meal	29.89	26.97	23.95	20.87
Soybean oil	1.445	1.093	0.711	0.315
Dicalcium phosphate	1.977	2.035	2.095	2.157
Limestone	0.455	0.439	0.422	0.405
Premix <sup>1</sup>	0.400	0.400	0.400	0.400
Salt	0.456	0.348	0.233	0.116
Sodium bicarbonate	-	0.158	0.327	0.499
L-Lysine HCl 78%	0.258	0.350	0.446	0.543
DL-Methionine 99%	0.070	0.095	0.121	0.148
L-Threonine 98.5%	0.076	0.118	0.161	0.205
L-Tryptophan 98%	-	0.011	0.028	0.044
L-Valine 100%	-	0.004	0.057	0.111
L-Isoleucine 100%	-	-	-	0.003
Antioxidant – BHT	0.010	0.010	0.010	0.010
Leucomag <sup>®2</sup>	0.020	0.020	0.020	0.020
Chemical composition, %				
Metabolizable energy (kcal kg <sup>-1</sup> )	3279	3263	3246	3230
Net energy (kcal kg <sup>-1</sup> )	2451	2451	2451	2451
SID lysine	1.093	1.093	1.093	1093
SID methionine	0.333	0.346	0.359	0.372
SID met+cys	0.612	0.612	0.612	0.612
SID threonine	0.689	0.689	0.689	0.689
SID tryptophan	0.201	0.197	0.197	0.197
SID valine	0.799	0.754	0.754	0.754
SID isoleucine	0.725	0.675	0.623	0.601
Calcium	0.768	0.768	0.768	0.768
Digestible phosphorus	0.368	0.368	0.368	0.368
Electrolytic balance (mEq kg <sup>-1</sup> )	190.9	190.4	190.4	190.4

491 <sup>1</sup> Premix should provide at least the following nutrient amounts per kg of feed: vitamin A, 6 000 IU; vitamin D3, 1  
 492 800 IU; vitamin E, 30 IU; vitamin K3, 6 mg; vitamin B1, 1 mg; vitamin B2, 5.2 mg; vitamin B6, 1.5 mg; vitamin  
 493 B12, 20 mg; niacin, 30 mg; pantothenic acid, 18 mg; folic acid, 0.6 mg; biotin, 0.09 mg; choline chloride, 0.32 mg;  
 494 methionine, 0.1 g; lysine, 0.28 g; copper, 21 mg; iodine, 1.4 mg; iron, 0.05 g; manganese, 35 mg; selenium, 0.3 mg;  
 495 zinc, 0.12 g; phytase.

496 <sup>2</sup> Leucomag: leucomycin at 30%.

497 Table 2 – Performance, backfat thickness, muscle depth (*longissimus thoracis*) and  
 498 nitrogen and phosphorus balance of piglets fed diets with different contents in crude  
 499 protein and amino acid supplementation

	Crude protein content, %			
	19.24	18.24	17.24	16.24
Performance				
Final BW, kg	31.0	31.1	31.1	31.2
Backfat thickness, mm	8.60	8.60	8.60	8.60
Lean %	63.6	63.4	63.3	63.2
ADG, kg	0.668	0.670	0.672	0.673
FCR, kg kg <sup>-1</sup>	1.80	1.80	1.79	1.79
ADFI, kg	1.203	1.204	1.205	1.205
Nutrient balance				
Nitrogen (g d <sup>-1</sup> )				
Intake	37.0	35.1	33.2	31.3
Excreted	14.4	13.7	13.0	12.2
Phosphorus (g d <sup>-1</sup> )				
Intake	8.97	8.85	7.27	6.96
Excreted	5.02	4.96	4.07	3.89

500 BW = body weight; ADG = average daily gain; FCR = feed conversion ratio; ADFI = average daily feed  
 501 intake; BWG= BW gain.

502



503 Table 3 – Potential environmental impacts, per kg of body weight gain, of piglets from  
 504 15 to 30 kg, fed diets with different contents in crude protein and amino acid  
 505 supplementation

	Crude protein content, %			
	19.24	18.24	17.24	16.24
GWP, kg CO <sub>2</sub> -eq.	1.53	1.53	1.54	1.55
AP, g SO <sub>2</sub> -eq.	35.6	35.0	34.5	34.0
EP, g PO <sub>4</sub> -eq.	11.3	11.1	10.9	10.8
CED, MJ-eq.	17.5	17.8	18.6	19.4
TE, g 1,4-DCB-eq.	4.78	4.83	4.88	5.15
LO, m <sup>2</sup> ·year	2.09	2.01	1.96	1.88

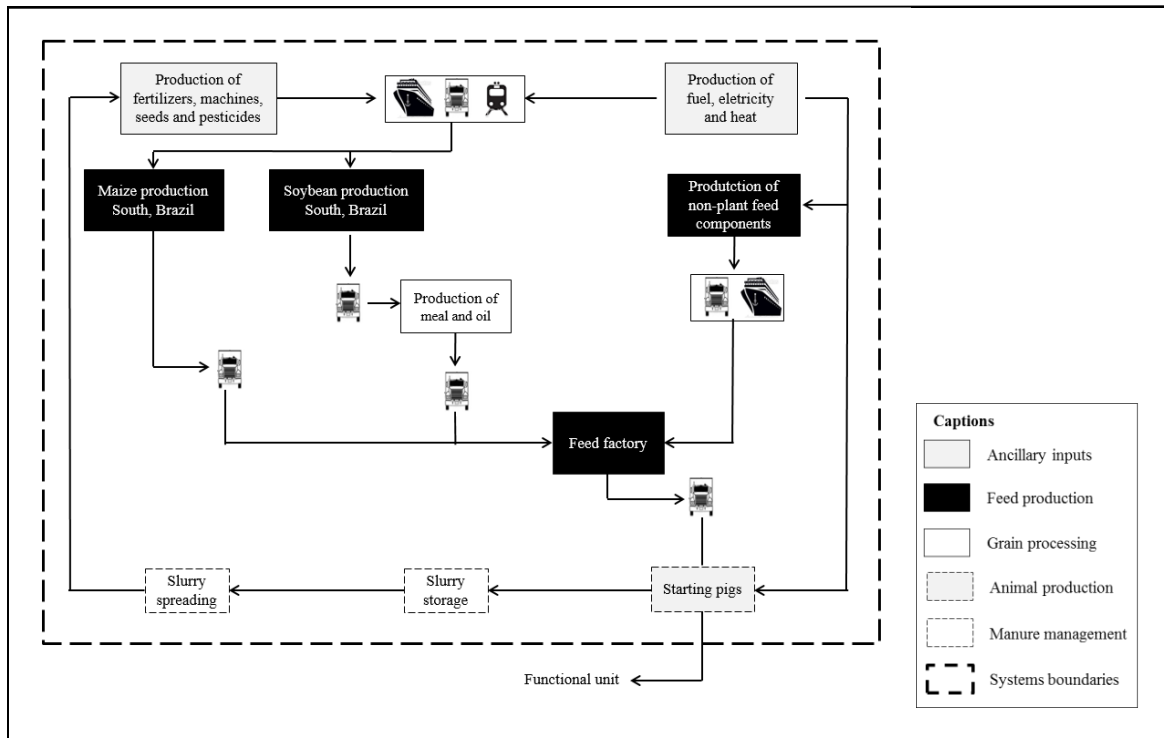
506 GWP = global warming potential; AP = acidification potential; EP = eutrophication potential; CED =  
 507 cumulative energy demand; TE = terrestrial ecotoxicity; LO, land occupation.

508 Table 4 – *A posteriori* Bayesian estimates of difference between predicted (InraPorc®)  
 509 and observed (essays) for performance, excretion and life cycle impact data

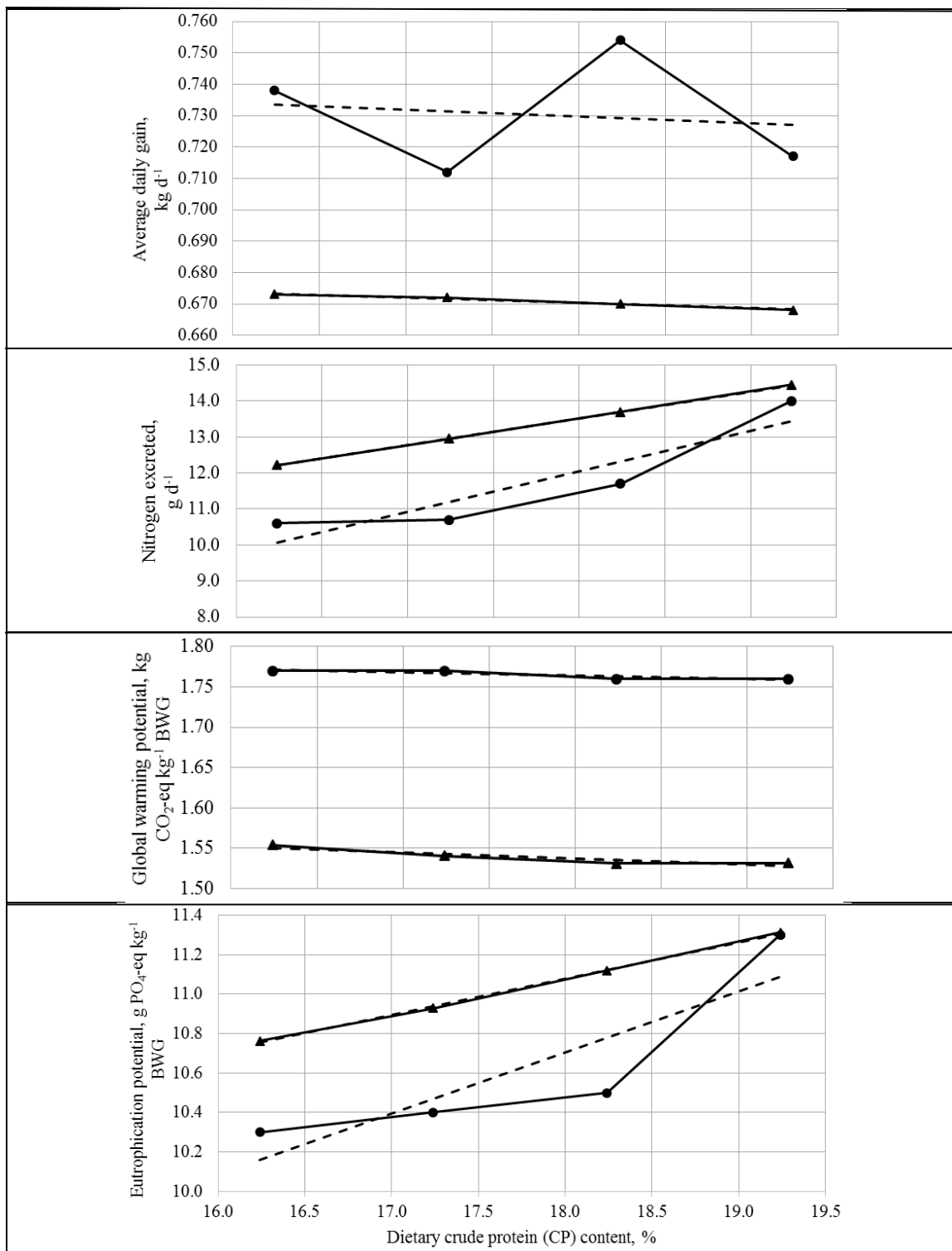
Parameter	Mean	SD	Median	CIr <sup>1</sup> 95%	
				2.50%	97.5%
Feed intake, kg d <sup>-1</sup>	-0.454	0.139	-0.043	-0.305	0.206
BW gain, kg d <sup>-1</sup>	0.059	0.028	0.059	0.009	0.121
Nitrogen excreted, g d <sup>-1</sup>	-1.69	0.619	-1.734	-2.74	-0.456
Phosphorus excreted, g d <sup>-1</sup>	0.239	0.260	0.244	-0.260	0.712
Global warming, kg CO <sub>2</sub> -eq.	0.228	0.022	0.228	0.187	0.268
Acidification, g SO <sub>2</sub> -eq.	-3.67	0.907	-3.66	-5.34	-2.00
Eutrophication, g PO <sub>4</sub> -eq.	-0.458	0.186	-0.479	-0.764	-0.063
Energy demand, MJ-eq.	0.250	0.287	0.250	-0.283	0.785
Ecotoxicity, g 1,4-DCB-eq.	-0.0004	0.062	0.610	-0.118	0.109
Land occupation, m <sup>2</sup> ·year	-0.003	0.026	-0.007	-0.056	0.059

510 <sup>1</sup>CIr: credibility interval ( $P < 0.05$ ).

511



512 Figure 1 – System boundaries of starting pig production in South Brazil, from 15 to 30  
 513 kg, with main processes for the production of crop inputs, crop production, production  
 514 of feed ingredients and feeds, and pig production.



515 Figure 2 – Predicted (continuous line with triangle) and observed (continuous line with circles) data for the average daily gain  
 516 (predicted =  $0.7009 + 0.0017 \cdot \text{CP}$ ; observed =  $0.7675 - 0.0021 \cdot \text{CP}$ ), nitrogen excreted (predicted =  $-8.1188 + 1.12 \cdot \text{CP}$ ; observed =  
 517  $0.1549 + 0.7426 \cdot \text{CP}$ ), global warming potential (predicted =  $1.6755 - 0.0077 \cdot \text{CP}$ ; observed =  $1.836 - 0.004 \cdot \text{CP}$ ) and eutrophication  
 518 potential (predicted =  $7.7614 + 0.1843 \cdot \text{CP}$ ; observed =  $5.1256 + 0.31 \cdot \text{CP}$ ). Trend line: dotted line.

519 **V – Effect of crude protein reduction on environmental impacts of pig fattening:**  
520 **evaluation through life cycle assessment<sup>3</sup>**

521

522 ABSTRACT: The objective of this study was to evaluate through life cycle assessment  
523 (LCA) the effects of industrial amino acids (IAA) addition on the environmental  
524 impacts of pig production in South Brazil. Impacts were calculated at farm gate and the  
525 functional unit was one kg of body weight gain (BWG) over fattening. Diets evaluated  
526 were: without IAA (noAA), with IAA and minimum crude protein (CP) content  
527 (withAA), and with IAA without CP constraint (lowCP). Performance and excretion of  
528 pigs, from 30 to 115 kg, were simulated for each IAA scenario using InraPorc®  
529 population model and considering between-animal variability. The results were  
530 subjected to variance analysis using SAS. For global warming potential, the IAA  
531 addition did not appear to be an efficient strategy since the lowest impact (2.38 kg CO<sub>2</sub>-  
532 eq. kg BWG<sup>-1</sup>) was obtained for noAA diet and the higher (2.51 kg CO<sub>2</sub>-eq. kg BWG<sup>-1</sup>)  
533 for lowCP diet. Similar effects were observed for cumulative energy demand and  
534 terrestrial ecotoxicity, which also increased by 9 and 8 %, respectively, with IAA  
535 addition. Conversely, acidification and eutrophication impacts were significantly  
536 ( $P<0.05$ ) reduced by IAA addition, with values 11 and 13% lower than noAA for  
537 lowCP. Similarly, land occupation was reduced by 7 % moving from noAA to lowCP.  
538 From the results it appears that global warming potential, energy demand and  
539 ecotoxicity depend mainly on the impacts of the feed ingredients, whereas acidification  
540 and eutrophication are highly dependent on nitrogen excretion.

541

---

<sup>3</sup> Parte do artigo publicado no **Journal of Animal Science**. doi:10.2527/jas2016-0529.

542 **Keywords:** amino acids, excretion, nitrogen, swine

543

544

## Introduction

545 The environmental impacts of pig production have come under increased debate  
546 in recent years, resulting in greater focus on identifying and mitigating the  
547 environmental degradation they may cause. The Conference of Parties (COP21) is a  
548 recent example of the global concern about environment, when stakeholders from many  
549 countries pledged to prepare strategies, plans and actions for mitigating greenhouse gas  
550 emissions (United Nations, 2015). Nationally, programs have been created aiming a low  
551 carbon economy, as Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (Brasil, 2012).

552 For livestock, a strategic sector for several countries, the reduction of  
553 environmental impacts has been widely discussed. Among the main strategies, the better  
554 adjustment of nutrient supply to meet the requirements of animals may be a key factor  
555 in improving efficiency of nutrient retention, reducing excretion and consequently  
556 increasing the sustainability of pig production system (Dourmad and Jondreville, 2007).  
557 In this sense, dietary crude protein (CP) reduction through industrial amino acids (IAA)  
558 addition could reduce nitrogen excretion by growing-finishing pigs (Andretta et al.,  
559 2014; Pomar et al., 2014) and seems to be an efficient strategy to reduce environmental  
560 impacts.

561 In recent years, life cycle assessment (LCA) has been widely used in agriculture  
562 (Guinée et al., 2002) and several studies of swine production chains have been  
563 conducted as reviewed by McAuliffe et al. (2016). This method has the advantage of  
564 evaluate the impact of pig production during its whole life-cycle, from the feedstuffs  
565 impacts to manure management impacts (McAuliffe et al., 2016). The aim of this study

566 was to evaluate the environmental impact of pig fattening, based on LCA methodology,  
567 comparing different levels of IAA inclusions.

568

## 569 **Material and Methods**

### 570 *Goal and scope definition*

571 The definition of system and subsystem boundaries was derived from Nguyen et  
572 al. (2010), and is described in Figure 1. The LCA considered the activity of pig  
573 fattening in South Brazil, including crop production, grain drying and processing,  
574 production and transport of feed ingredients, feed production at the feed factory,  
575 transport of the feed to the farm, growing to finishing pig production, and manure  
576 storage, transport and spreading (Figure 1). Impacts were calculated at the farm gate and  
577 the functional unit considered was one kg of body weight gain (BWG) over the  
578 fattening period. The pig production system considered was a conventional growing-  
579 finishing pig farms with indoor raising of animals on slated floor and collection and  
580 storage of manure as liquid slurry. Animals were gilts and barrows (50/50) supposed to  
581 be fed separately.

582

### 583 *Life cycle inventory (LCI)*

584 Resource use and emissions associated with the production and delivery of  
585 inputs for crop production (fertilizers, pesticides, tractor fuel and agricultural  
586 machinery) came from the Ecoinvent database version 3 (SimaPro LCA software 8.0,  
587 PRÉ Consultants). Energy use in the building for light, heating and ventilation was  
588 considered, but not the emissions and resources used for the construction of buildings,  
589 neither the land occupied by the buildings. Veterinary medicines and hygiene products

590 were also not included, as proposed by Garcia-Launay et al. (2014). The assessment  
591 considered the growing-finishing pig production system, in a four phases feeding  
592 program, with three formulation scenarios built with least-cost formulated feeds: (i)  
593 feeds without IAA allowed (noAA), (ii) feeds with IAA (withAA) and fixed CP content  
594 (feeds A and B with 16.75 and 11.75 % of CP for barrows, respectively, and 17.50 and  
595 14.50 % for gilts, respectively) corresponding to the usual local practical  
596 recommendations, and (iii) feeds with IAA without any minimum crude protein  
597 constraint (lowCP).

#### 598 *Crop production*

599 We assumed that soybean was produced in Southern Brazil, and that 54% of the  
600 wheat bran came from Argentina (MDIC, 2015), the other part being produced in the  
601 country. The LCI came from Alvarenga et al. (2012) for maize, and from Prudêncio da  
602 Silva et al. (2010) for soybean. To perform the LCI of wheat, we used data from  
603 government agencies and cooperatives to determine the mean input and output values  
604 for each production system in Brazil and Argentina. For the grain-drying and storage  
605 stage, we used data from Marques (2006). For the feed ingredients that are co-products,  
606 i.e. soybean meal, soybean oil and wheat bran, the resource use and emissions were  
607 economically allocated, following the suggestion of Ramirez (2009).

#### 608 *Non-plant feed components*

609 Data for phytase, salt, phosphate, sodium bicarbonate and limestone used in the  
610 diet came from Wilfart et al. (2015). The premix was assumed to contain mainly  
611 limestone and to have the same impacts (Garcia-Launay et al., 2014). Impacts  
612 associated with the production of IAA were based on Mosnier et al. (2011). Meat and  
613 bone meal was assumed to come from poultry slaughter process. Impacts associated



614 with broiler production were based on Prudêncio da Silva et al. (2014) and those  
615 associated with processing were based on Wilfart et al. (2015). The environmental  
616 impacts between products and co-products were then allocated on an economic basis.

#### 617 *Transport specifications*

618 The pig production system considered was located in South Brazil as described  
619 by Cherubini et al. (2015), because this region contributes to more than 69% of the  
620 national pig production (ABPA, 2016). We hypothesized that the grains came from the  
621 main producing areas in South Brazil. For transport inventory, we used the  
622 methodology described by Prudêncio da Silva et al. (2010), considering the distances  
623 described by Spies (2003). Products imported were assumed to be mainly transported by  
624 sea followed by road (Mosnier et al., 2011).

#### 625 *Nutrient requirement*

626 Performance data from experimental studies in Brazil (Monteiro, 2014), with  
627 weekly recording of feed intake and body weight, were used to adjust average animal  
628 profile parameters for growth and feed intake using InraPorc® software (INRA, Saint-  
629 Gilles, France), for each gender (Table 1). These profiles were used to calculate,  
630 according to InraPorc®, the average nutritional requirement curves for each sex (gilts  
631 and barrows), these requirements being used for diet formulation. To take account of the  
632 variability, the nutrient requirement of the population was calculated as 110 % of the  
633 mean requirement as generally recommended (Pomar et al., 2003; Brossard et al. 2009).

#### 634 *Feed specifications*

635 The feedstuff composition was obtained from Rostagno et al. (2011). Feeds were  
636 formulated according to the methodology described by Pomar et al. (2014a). Two  
637 experimental feeds (named A and B) were independently formulated on the basis of net

638 energy, standardized ileal digestible (SID) amino acids and digestible phosphorus.  
639 Feeds A and B differed in their amino acid and phosphorus concentrations, with feed A  
640 being formulated with a high nutrient density to meet 110 % of the mean estimated  
641 nutrient requirements at the beginning of the growing period, and feed B formulated  
642 with a low nutrient density to meet the mean estimated nutrient requirements at the end  
643 of the finishing period (Table 2). Feeds A and B were blended in a four-phases feeding  
644 program and taking into account the changes in SID-lysine requirement along the pig's  
645 growth. The feed production process at the feed factory was included in the inventory,  
646 considering that it would be held in the pig production region, according to Garcia-  
647 Launay et al. (2014).

#### 648 *Pig production*

649 For pig production, because variability between animals is known to affect the  
650 response of pig populations (Pomar et al., 2003; Brossard et al., 2014), we decided to  
651 use the population version of InraPorc® (Vautier et al., 2013) to evaluate the animals'  
652 response to the feeding strategies. Parameters for growth and feed intake profiles were  
653 thus defined for a population of 1000 barrows and 1000 gilts, according to the method  
654 developed by Vautier et al. (2013) using a variance-covariance matrix. Simulations for  
655 2000 pigs (50 % females, 50 % castrated males) were performed for each IAA scenario,  
656 in order to determine animal performance, nutrient balance and excretion according to  
657 InraPorc®.

#### 658 *Manure management*

659 The environmental consequences of manure utilization were evaluated using  
660 system expansion as described by Nguyen et al. (2010). This approach is often used to  
661 provide credit for avoided emissions, as explained by MacLeod et al. (2013). Thus,

662 manure produced was assumed to substitute a certain amount of mineral fertilizers, by  
663 using a mineral fertilizer equivalency (MFE, %). We assumed that the MFE was 75 %  
664 of total nitrogen in manure (Nguyen et al., 2010), with 5 % extra loss as nitrates  
665 compared to mineral fertilizers (Garcia-Launay et al., 2014), and MFE was 100 % for  
666 phosphorus (Sommer et al., 2008).

667

### 668 ***Life cycle impact assessment***

#### 669 *Emissions from pig production*

670 Emissions to air during swine production were estimated step-by-step for NH<sub>3</sub>,  
671 N<sub>2</sub>O, NO<sub>x</sub> and CH<sub>4</sub>. The CH<sub>4</sub> emissions from enteric fermentations were calculated  
672 according to feed digestible fiber content using equations from Rigolot et al. (2010a).  
673 The CH<sub>4</sub> emissions from manure storage were calculated according to IPCC (2006) and  
674 Rigolot et al. (2010b) considering the average annual ambient temperature (22°C as the  
675 mean for South Brazil). The NH<sub>3</sub> emissions from the building and during manure  
676 storage were calculated according to emission factors proposed by Rigolot et al.  
677 (2010b), considering the effect of temperature. The N<sub>2</sub>O and NO<sub>x</sub> emissions from slurry  
678 storage were calculated according to IPCC (2006) and Dämmgen and Hutchings (2008),  
679 respectively.

680 The amounts of nitrogen, P, Cu, Zn, K and organic matter excreted by the pigs  
681 were obtained from InraPorc® simulations. These data were used to calculate the  
682 amount of each element available at field application. During field application, NH<sub>3</sub>  
683 emissions were based on Andersen et al. (2001), N<sub>2</sub>O emissions on IPCC (2006) and  
684 NO<sub>x</sub> emissions on Nemecek and Kägi (2007). The potential of NO<sub>3</sub> and PO<sub>4</sub> leaching  
685 came from Nguyen et al. (2011).

686

687 *Characterization factors*

688 We based our analysis on the CML 2001 (baseline) method V3.02 as  
689 implemented in Simapro software, version 8.05 (PRé Consultant, 2014) and added the  
690 following categories: land occupation from CML 2001 (all categories) version 2.04 and  
691 total cumulative energy demand version 1.8 (non-renewable fossil + nuclear). This  
692 method was chosen because it has been used in most of the pig LCA studies in the  
693 literature. Moreover, according to Alvarenga et al. (2012), this method has the  
694 advantage of being more robust, because a larger number of environmental impacts  
695 categories are analyzed, giving rise to a higher number of hotspots. Thus, we considered  
696 the potential impacts of pig production on global warming potential (GWP, kg CO<sub>2</sub>-  
697 eq.), eutrophication potential (EP, g PO<sub>4</sub>-eq.), acidification potential (AP, g SO<sub>2</sub>-eq.),  
698 terrestrial ecotoxicity (TE, g 1,4-DCB-eq.), cumulative energy demand (CED, MJ), and  
699 land occupation (LO, m<sup>2</sup>·year). The GWP was calculated according to the 100-year  
700 global warming potential factors in kg CO<sub>2</sub>-eq.

701

702 *Calculations and statistical analyzes*

703 The LCA calculations were performed for each pig according to its individual  
704 performance and excretion from 70 days (with 30 kg BW on average) to an average BW  
705 of 115 kg at slaughter. These calculations were performed using SAS software  
706 (Statistical Analysis System, version 9.2). Performance responses and environmental  
707 impacts were subjected to variance analysis using the GLM procedure. The statistical  
708 model included effects of amino acid inclusion. Differences were considered significant  
709 if  $P < 0.05$ . Means were compared using the Tukey test.

710

711

## Results

### *Animal performance and nitrogen and phosphorus balance*

713 Simulated performance of pigs and results of nitrogen and P excretion are  
714 presented in Table 3. Average dietary CP content was significantly ( $P<0.05$ ) affected by  
715 IAA inclusion. According to the scenarios of IAA inclusion, the average CP content of  
716 the feed was highest for the noAA scenarios, with value about 21 % higher than for  
717 lowCP scenarios in comparison with lowCP.

718 Differences in ADG between noAA and withAA scenarios were not significant  
719 ( $P>0.05$ ). However, pigs fed lowCP showed the lower performance, the worst FCR as a  
720 result of lower ADG and higher ADFI. Increasing the level of IAA inclusion reduced  
721 nitrogen excretion by 30 %, and P excretion by 14 %.

722

### *Potential environmental impacts*

#### *Global warming potential and cumulative energy demand*

725 The highest ( $P<0.05$ ) impacts among the IAA inclusion scenarios were observed  
726 for lowCP (2.51 kg CO<sub>2</sub>-eq. kg<sup>-1</sup> BWG), which was 5% higher than noAA (2.38 kg  
727 CO<sub>2</sub>-eq. kg<sup>-1</sup> BWG). Main processes contributing to GWP impacts were feed production  
728 (production and transport of feed ingredients, feed processing at the feed factory and  
729 transport to the farm), animal housing, and manure management (storage, transport and  
730 spreading; Figure 2). Manure management had the highest contribution to GWP (50 %),  
731 followed by feed production (44 %).

732 On average, the highest ( $P<0.05$ ) CED impacts among the IAA inclusion  
733 scenarios were observed for lowCP (14 MJ-eq. kg<sup>-1</sup> BWG), and the lowest for noAA

734 (12.8. kg<sup>-1</sup> BWG; Table 4). Main processes contributing to CED impacts (Figure 2)  
735 were feed production (94 %) and animal housing (13 %).

736 *Acidification potential and eutrophication potential*

737 The highest AP impacts among the AA inclusion scenarios were observed for  
738 noAA (64.3 g SO<sub>2</sub>-eq. kg<sup>-1</sup> BWG), and the lowest impact (57.0 g SO<sub>2</sub>-eq. kg<sup>-1</sup> BWG)  
739 for lowCP (Table 4). Feed production had the highest contribution (Figure 2) to AP (53  
740 %), followed by animal housing (31 %).

741 For EP, the highest ( $P<0.05$ ) impacts among IAA inclusion scenarios were  
742 observed for noAA scenario (19.1 g PO<sub>4</sub>-eq. kg<sup>-1</sup> BWG), and the lowest for lowCP  
743 scenario (16.6 g PO<sub>4</sub>-eq. kg<sup>-1</sup> BWG; Table 4). Feed production had the highest  
744 contribution to EP (64 %), followed by animal housing (23 %; Figure 2).

745 *Terrestrial ecotoxicity and land occupation*

746 The highest ( $P<0.05$ ) TE impacts among the IAA inclusion scenarios were  
747 observed for lowCP (9.53 g 1,4-DCB-eq. kg<sup>-1</sup> BWG) and the lowest for noAA (8.77 g  
748 1,4-DCB-eq. kg<sup>-1</sup> BWG; Table 4). Feed production had the highest contribution to TE  
749 (70 %), followed by manure management (30 %), while animal housing did not  
750 contribute to TE (Figure 2).

751 Conversely, the highest ( $P<0.05$ ) LO impact among the AA inclusion scenarios  
752 were observed for the noAA inclusion scenario (2.60 m<sup>2</sup>·year kg<sup>-1</sup> BWG) and the lowest  
753 for lowCP (2.42 m<sup>2</sup>·year kg<sup>-1</sup> BWG; Table 4). Taking into account that the LCI did not  
754 consider the land used by the buildings, feed production was almost the only contributor  
755 process to land occupation (Figure 2).

756

## Discussion

757

### *Performance and nitrogen and phosphorus balance*

758

759 In agreement with Mosnier et al. (2011) and Garcia-Launay et al. (2014),  
760 average dietary CP concentration over the growing-finishing period was reduced with  
761 the IAA inclusion, with the lowest level achieved for the lowCP scenario. This was  
762 expected, since dietary nutrient utilization is a dynamic phenomenon resulting in a  
763 reduction of amino acid requirement, relatively to energy, over the fattening period (van  
764 Milgen et al., 2008).

765 The reduction in nitrogen and P excretion obtained with IAA inclusion was  
766 attributable to the reduction in nutrient supply and the better adjustment of AA level to  
767 pig's requirements, as already shown by Andretta et al. (2014), who reported that  
768 nitrogen excretion was reduced by 8 % for each percentage unit of dietary CP for  
769 precision feeding in comparison with 3-phase feeding. In the present study, each  
770 percentage unit of dietary CP reduction due to IAA inclusion led to a decrease in  
771 nitrogen excretion of around 9 %.

772 However, increasing the incorporation of IAA tended to reduce performance  
773 compared to noAA. Since diets without AA showed more nutrients per kg of feed, to  
774 met the essential AA requirements, pigs receiving noAA diets rarely would present low  
775 performance, while those fed lowCP, with nutritional levels adjusted to meet 110 % of  
776 the mean nutrient requirements of herd, would reduce ADG. Brossard et al. (2009)  
777 indicated that depending on the variability of the population, more than 110 % of the  
778 mean AA requirement had to be fed to achieve maximal growing performance. Pomar et  
779 al. (2014a) measured similar performance for feeding strategies with different numbers  
780 of feeding phases, but in their study the highest AA supply was calculated to meet the

781 requirements of the most demanding pigs. This seems to indicate that feeding 110% of  
782 average pig SID-lysine requirement might not be high enough according to the  
783 heterogeneity of the population.

784

#### 785 *Potential for reducing environmental impacts through feeding practices*

786 The hypothesis of reducing environmental impacts of pig production through the  
787 inclusion of IAA was validated by our results for some impact categories, considering  
788 the production of protein rich ingredients with no deforestation.

#### 789 *Global warming potential and cumulative energy demand*

790 The GWP impact increased with the increasing in IAA inclusion (Table 4). This  
791 represented almost 2 % of accretion in the GWP for each percentage unit of dietary CP  
792 reduction. In this study, this result was due to the GWP from IAA manufacturing were  
793 higher than those from the production of the main feed ingredients, i.e., maize and  
794 soybean meal, increasing the GWP impact due to the use of IAA. However, if protein  
795 rich ingredients came from deforested areas, this result could be different. Garcia-  
796 Launay et al. (2014) found that reducing the dietary CP supply, by increasing the  
797 incorporation of IAA, reduced GWP impact by about 3 % for each percentage unit of  
798 CP content reduction. However, in this study it was considered that 70 % of the soybean  
799 meal was originated from recently deforested areas.

800 Indeed, the deforestation process contributes substantially to increase the absolute  
801 values of CO<sub>2</sub>-eq. emissions, due to the effect of land-use change (LUC) on carbon  
802 release as a consequence of the conversion of forest to cropland (PAS2050, 2011).  
803 Prudêncio da Silva et al. (2010) assessed the environmental consequences of different  
804 chains supplying vegetal protein, associated or not with LUC. They considered different



805 levels of use of chemical and organic fertilizers, pesticides and machinery, distances for  
806 transportation of inputs and yield levels, as well as different levels of land occupation  
807 and land transformation. They found that CO<sub>2</sub>-eq. emissions increased by about 47 %  
808 when the protein sources came from deforested areas.

809         The CED tended to increase with the incorporation of IAA (Table 4). One reason  
810 for this result was the shorter distance of soybean transport when it came from South,  
811 while the IAA (except L-lysine) had to be imported and had a high CED impact.  
812 Another reason was the high energy demand for IAA production. Garcia-Launay et al.  
813 (2014) estimated that the CED impact for soybean production and transport from Brazil  
814 to France was about 12 MJ, while for L-lysine and L-tryptophan the CED were 119 and  
815 237 MJ, respectively. In agreement, Kebreab et al. (2016) reported that the higher CED  
816 impact in IAA supplemented diets in pig production systems was due to greater  
817 nonrenewable energy use in the production of IAA.

#### 818 *Acidification and eutrophication potential impacts*

819         Since both nitrogen and phosphorus contribute to eutrophication, and nitrogen  
820 contributes to acidification by ammonia emissions (Guinée et al., 2002), the AP and EP  
821 impacts were often reduced by the incorporation of IAA (Table 4). This was not  
822 surprising because this strategy reduced nitrogen and phosphorus excretion (Table 3)  
823 and, consequently, also reduced the NH<sub>3</sub> emissions from animal housing and manure  
824 management, and field application. These results were consistent with those reported by  
825 Garcia-Launay et al. (2014), who found that the reduction of dietary protein content  
826 decreased the AP impact by about 5 % and the EP impact by about 3 %, for each  
827 percentage unit of CP content, and by Ogino et al. (2013), who reported that AP and EP

828 were reduced by about 2 and 9 %, respectively, for each percentage unit of CP content  
829 reduction.

### 830 *Terrestrial ecotoxicity and land occupation*

831 The incorporation of IAA increased TE impact. This was due to the lower TE  
832 impact of protein sources, which we hypothesized that came from no deforested areas.  
833 According to Prudêncio da Silva et al. (2014), protein sources from recent deforested  
834 areas showed TE impact 36 % higher. For this reason, Garcia-Launay et al. (2014)  
835 found a TE reduction of about 20 % when moving the formulation scenarios from  
836 noAA to lowCP, due to the authors considered that 70 % of protein rich ingredient was  
837 originated from recently deforested areas.

838 The improvement of LO through IAA inclusion was a result of lower soybean  
839 inclusion in the diets, since this crop occupies the land for longer periods. Thus,  
840 formulations with IAA allowed more maize inclusion, with lower LO impact than  
841 soybean meal. Indeed, Prudêncio da Silva et al. (2014) reported a LO of soybean meal  
842 more than twice than maize in a Brazilian grain production.

843

844

## 844 **Conclusions**

845 The results of this study indicate that global warming potential, energy demand  
846 and ecotoxicity impacts depend mainly on the impacts of the feed ingredients, as  
847 consequence of production, manufacturing and transport of feedstuffs, whereas  
848 acidification and eutrophication are highly dependent on nitrogen and phosphorus  
849 excretion, being largely reduced by IAA addition. Furthermore, LCA is a promising  
850 subject to be explored in Brazilians conditions.

851

**References**

- 852  
853 ABPA 2016. Annual Report 2016. Available from: [http://abpa-](http://abpa-br.com.br/storage/files/versao_final_para_envio_digital_1925a_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web1.pdf)  
854 [br.com.br/storage/files/versao\\_final\\_para\\_envio\\_digital\\_1925a\\_final\\_abpa\\_rel-](http://abpa-br.com.br/storage/files/versao_final_para_envio_digital_1925a_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web1.pdf)  
855 [orio\\_anual\\_2016\\_portugues\\_web1.pdf](http://abpa-br.com.br/storage/files/versao_final_para_envio_digital_1925a_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web1.pdf).
- 856 Alvarenga, R.A.F.; Prudêncio da Silva, V.P.; Soares, S.R. 2012. Comparison of the  
857 ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study  
858 on Brazilian broiler feed production. *Journal of Cleaner Production* 28: 25-32.
- 859 Andersen, J.M.; Poulsen, H.D.; Børsting, C.F.; Rom, H.B.; Sommer, S.G.; Hutchings,  
860 N.J. 2001. Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Faglig  
861 rapport fra DMU No. 353. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.
- 862 Andretta, I.; Pomar, C.; Rivest, J.; Pomar, J.; Lovatto, P.A.; Radünz Neto, J. 2014. The  
863 impact of feeding growing–finishing pigs with daily tailored diets using  
864 precision feeding techniques on animal performance, nutrient utilization, and  
865 body and carcass composition. *Journal of Animal Science* 92: 3925-3936.
- 866 Brasil 2012. Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a  
867 consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura:  
868 Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). In (Ed. Ministério da  
869 Agricultura, Pecuária e Abastecimento), p. 173. Ministério da Agricultura,  
870 Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário,  
871 coordenação da Casa Civil da Presidência da República, Brasília.
- 872 Brossard, L.; Dourmad, J.-Y.; Rivest, J.; van Milgen, J. 2009. Modelling the variation in  
873 performance of a population of growing pig as affected by lysine supply and  
874 feeding strategy. *Animal* 3: 1114-1123.

- 875 Brossard, L.; Vautier, B.; van Milgen, J.; Salaun, Y.; Quiniou, N. 2014. Comparison of  
876 in vivo and in silico growth performance and variability in pigs when applying a  
877 feeding strategy designed by simulation to control the variability of slaughter  
878 weight. *Animal Production Science* 54: 1939-1945.
- 879 Cherubini, E.; Zanghelini, G.M.; Alvarenga, R.A.F.; Franco, D.; Soares, S.R. 2015. Life  
880 cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure  
881 management systems. *Journal of Cleaner Production* 87: 68-77.
- 882 Dämmgen, U.; Hutchings, N.J. 2008. Emissions of gaseous nitrogen species from  
883 manure management - A new approach. *Environ. Pollut.* 154:488-497.  
884 doi:10.1016/j.envpol.2007.03.017
- 885 Dourmad, J.-Y.; Jondreville, C. 2007. Impact of nutrition on nitrogen, phosphorus, Cu  
886 and Zn in pig manure, and on emissions of ammonia and odours. *Livestock  
887 Science* 112: 192-198.
- 888 Garcia-Launay, F.; van der Werf, H.M.G.; Nguyen, T.T.H.; Le Tutour, L.; Dourmad, J.-  
889 Y. 2014. Evaluation of the environmental implications of the incorporation of  
890 feed-use amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Livestock  
891 Science* 161, 158-175.
- 892 Guinée, J.; de Bruijn, H.; van Duin, R.; Huijbregts, M.A.J. 2002. *Handbook on Life  
893 Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Springer  
894 Netherlands.
- 895 IPCC. 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Emissions  
896 from Livestock and Manure Management*. [http://www.ipcc-  
897 nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4\\_Volume4/V4\\_10\\_Ch10\\_Livestock.pdf](http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_10_Ch10_Livestock.pdf)  
898 (Accessed 10 Mars 2015.)

- 899 Kebreab, E.; Liedke, A.; Caro, D.; Deimling, S.; Binder, M.; Finkbeiner, M. 2016.  
900 Environmental impact of using specialty feed ingredients in swine and poultry  
901 production: A life cycle assessment<sup>1</sup>. *Journal of Animal Science* 94, 2664-2681.
- 902 MacLeod, M.; Gerber, P.; Opio, C.; Falcucci, A.; Tempio, G.; Henderson, B.; Mottet,  
903 A.; Steinfield, H. 2013. Greenhouse gas emissions from pig and chicken supply  
904 chains. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- 905 Marques, B.D.A. 2006. Considerações ambientais e exergéticas na fase de pós-colheita  
906 de grãos: estudo de caso do Estado do Paraná. Universidade Federal do Paraná.
- 907 McAuliffe, G.A.; Chapman, D.V.; Sage, C.L. 2016. A thematic review of life cycle  
908 assessment (LCA) applied to pig production. *Environmental Impact Assessment*  
909 *Review* 56, 12-22.
- 910 MDIC. 2015. Importação de trigo (Ministério do Desenvolvimento, Indústria e  
911 Comércio Exterior). [http://www.abitrigo.com.br/estatisticas-importacao-e-](http://www.abitrigo.com.br/estatisticas-importacao-e-exportacao.php)  
912 [exportacao.php](http://www.abitrigo.com.br/estatisticas-importacao-e-exportacao.php) (Accessed 13 July 2015.)
- 913 Monteiro, A.N.T.R. 2014. Avaliação de programas nutricionais com redução do nível  
914 de proteína bruta e fósforo total da dieta para suínos nas fases de crescimento e  
915 terminação. PhD Diss. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto  
916 Alegre.
- 917 Mosnier, E.; van der Werf, H.M.G.; Boissy, J.; Dourmad, J.-Y. 2011. Evaluation of the  
918 environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the  
919 manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal* 5,  
920 1972-1983.

- 921 Nemecek, T.; Kägi, T. 2007. Life cycle inventories of Swiss and European agricultural  
922 production systems. In: 2007 Ecoinvent V2.0 Report. Rep. No. 15a. Swiss  
923 Centre for Life Cycle Inventories, Zurich.
- 924 Nguyen, T.L.T.; Hermansen, J.E.; Mogensen, L. 2010. Fossil energy and GHG saving  
925 potentials of pig farming in the EU. *Energy Policy* 38, 2561-2571.
- 926 Nguyen, T.L.T.; Hermansen, J.E.; Mogensen, L. 2011. Environmental assessment of  
927 Danish pork. In Faculty of Agricultural Sciences Internal Report, Aarhus,  
928 Denmark.
- 929 Ogino, A.; Osada, T.; Takada, R.; Takagi, T.; Tsujimoto, S.; Tonoue, T.; Matsui, D.;  
930 Katsumata, M.; Yamashita, T.; Tanaka, Y. 2013. Life cycle assessment of  
931 Japanese pig farming using low-protein diet supplemented with amino acids.  
932 *Soil Science and Plant Nutrition* 59, 107-118.
- 933 PAS2050. 2011. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas  
934 emission of goods and services. British Standards Institute, London, UK.
- 935 Pomar, C.; Kyriazakis, I.; Emmans, G.C.; Knap, P.W. 2003. Modeling stochasticity:  
936 Dealing with populations rather than individual pigs. *Journal Animal Science*  
937 81(E. Suppl. 2): E178–E186.
- 938 Pomar, C.; Pomar, J.; Dubeau, F.; Joannopoulos, E.; Dussault, J.P. 2014a. The impact of  
939 daily multiphase feeding on animal performance, body composition, nitrogen  
940 and phosphorus excretions, and feed costs in growing–finishing pigs. *Animal* 8,  
941 704-713.
- 942 Pomar, C.; Pomar, J.; Rivest, J.; Cloutier, L.; Letourneau Montminy, M.-P.; Andretta, I.;  
943 Hauschild, L. 2014b. Estimating real-time individual amino acid requirements in  
944 growing-finishing pigs: Towards a new definition of nutrient requirements in

- 945 growing-finishing pigs? In: Sakomura, N.K.; Gous, R.M.; Kyriazakis, I.;  
946 Hauschild, L. editors, Nutritional modelling in pigs and poultry. CABI,  
947 Wallingford, Oxon, England.
- 948 Prudêncio da Silva, V.; van der Werf, H.M.G.; Soares, S.R.; Corson, M.S. 2014.  
949 Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production  
950 scenarios: An LCA approach. *Journal of Environmental Management* 133, 222-  
951 231.
- 952 Prudêncio da Silva, V.; van der Werf, H.M.G.; Spies, A.; Soares, S.R. 2010. Variability  
953 in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and  
954 transport scenarios. *Journal of Environmental Management* 91, 1831-1839.
- 955 Ramírez, P. 2009. Análise de Métodos de Alocação Utilizados em Avaliação do Ciclo  
956 de Vida. Universidade Federal de Santa Catarina.
- 957 Rigolot, C.; Espagnol, S.; Pomar, C.; Dourmad, J.-Y. 2010a. Modelling of manure  
958 production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions. Part I: animal excretion  
959 and enteric CH<sub>4</sub>, effect of feeding and performance. *Animal* 4: 1401-1412.
- 960 Rigolot, C.; Espagnol, S.; Robin, P.; Hassouna, M.; Béline, F.; Paillat, J.M.; Dourmad,  
961 J.-Y. 2010b. Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub>  
962 emissions. Part II: effect of animal housing, manure storage and treatment  
963 practices. *Animal* 4, 1413-1424.
- 964 Rostagno, H.S.; Albino, L.F.T.; Donzele, J.L.; Gomes, P.C.; Oliveira, R.F.; Lopes,  
965 D.C.; Ferreira, A.S.; Barreto, S.L.T. 2011. Tabelas brasileiras para aves e suínos:  
966 composição de alimentos e exigências nutricionais. Universidade Federal de  
967 Viçosa, Viçosa, MG.

- 968 Sommer, S.G.; Maahn, M.; Poulsen, H.D.; Hjorth, M.; Sehested, J. 2008. Interactions  
969 between phosphorus feeding strategies for pigs and dairy cows and separation  
970 efficiency of slurry. *Environmental Technology* 29, 75-80.
- 971 Spies, A. 2003. The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina,  
972 Brazil: a framework for change. PhD Thesis. University of Queensland St Lucia,  
973 Queensland.
- 974 United Nations. 2015. Framework Convention on Climate Change.  
975 <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf> (Accessed 15  
976 December 2015).
- 977 van Milgen, J.; Dourmad, J.-Y.; Noblet, J.; Labussière, E.; Garcia-Launay, F.; Dubois,  
978 S.; Valancogne, A.; Brossard, L. 2015. InraPorc: where do we come from and  
979 where do we want to go?. In: Sakomura, N.K.; Gous, R.M.; Kyriazakis, I.;  
980 Hauschild, L. editors, *Nutritional modelling for pigs and poultry*. CABI  
981 Publishing, Wallingford.
- 982 van Milgen, J.; Valancogne, A.; Dubois, S.; Dourmad, J.-Y.; Sève, B.; Noblet, J. 2008.  
983 Inra Porc: a model and decision support tool for the nutrition of growing pigs.  
984 *Animal Feed Science and Technology* 143, 387-405.
- 985 Vautier, B.; Quiniou, N.; van Milgen, J.; Brossard, L. 2013. Accounting for variability  
986 among individual pigs in deterministic growth models. *Animal* 7: 1265-1273.
- 987 Wilfart, A.; Dauguet, S.; Tailleur, A.; Willmann, S.; Laustriat, M.; Magnin, M.;  
988 Espagnol, S. 2015. LCIA results of feedstuffs for French livestock. In 66 th  
989 Annual Meeting of European Federation Animal Science, Warsaw, Poland, p. p.  
990 411.



991 Table 1 – Parameters used to describe animal profiles in InraPorc®<sup>1</sup>

	a	b	Mean PD (g d <sup>-1</sup> )	B <sub>Gompertz</sub> (d)
Barrows	5.31	0.0159	136	0.0118
Gilts	4.64	0.0171	131	0.0105

992 <sup>1</sup> *Ad libitum* net energy intake was modeled as a gamma function of BW expressing daily net energy  
993 intake in multiples of net energy intake above maintenance, with two parameters ‘a’ (dimensionless) and  
994 ‘b’ (per kg BW) and c a fixed parameter representing the maintenance energy requirement (0.75 MJ /kg  
995 BW<sup>0.60</sup>, van Milgen et al., 2015). Protein deposition (PD) was modelled by a Gompertz function described  
996 using mean PD and precocity (B<sub>Gompertz</sub>) (van Milgen et al., 2008).

997 Table 2 – Minimum limits of nutritional parameters for feed formulation

	Gilts		Barrows	
Body weight, kg	30	115	30	115
Net energy, kcal kg <sup>-1</sup>	2460	2460	2460	2460
Crude protein, %	17.50	14.70	16.75	11.75
SID AA <sup>1</sup> , %				
Lysine	0.835	0.581	0.840	0.522
Threonine	0.524	0.364	0.527	0.327
Methionine	0.253	0.175	0.255	0.158
Met + cys	0.495	0.344	0.498	0.310
Tryptophan	0.144	0.099	0.144	0.089
Isoleucine	0.501	0.348	0.504	0.313
Valine	0.570	0.397	0.572	0.357
Leucine	0.835	0.581	0.840	0.522
Phenylalanine	0.418	0.290	0.420	0.261
Phe + tyr	0.794	0.552	0.798	0.496
Histidine	0.267	0.186	0.269	0.167
Arginine	0.351	0.244	0.353	0.219
Minerals, %				
Digestible P	0.279	0.199	0.281	0.186
Ca	0.580	0.413	0.584	0.387

998 <sup>1</sup> SID = standardized ileal digestible.

999 Table 1 – Performance and nitrogen and phosphorus balance of growing-finishing pigs  
 1000 fed without amino acid addition (noAA), with amino acid addition and minimal crude  
 1001 protein constraints (withAA) and with amino acid without any crude protein constraint  
 1002 (lowCP)

Variables <sup>2</sup>	Amino acids inclusion			<i>P</i> -value <sup>1</sup>	RMSE
	noAA	withAA	lowCP		
N° of pigs	2000	2000	2000		
CP, %	16.0 <sup>a</sup>	14.9 <sup>b</sup>	12.7 <sup>c</sup>	<0.001	8.88
ADG, kg	0.847 <sup>a</sup>	0.847 <sup>a</sup>	0.843 <sup>b</sup>	<0.001	22.5
ADFI, kg	2.28 <sup>c</sup>	2.29 <sup>b</sup>	2.31 <sup>a</sup>	<0.001	22.5
FCR, kg kg <sup>-1</sup>	2.73 <sup>c</sup>	2.74 <sup>b</sup>	2.75 <sup>a</sup>	<0.001	0.264
Nitrogen balance, kg					
Intake	5.89 <sup>a</sup>	5.52 <sup>b</sup>	4.70 <sup>c</sup>	<0.001	540
Excreted	3.87 <sup>a</sup>	3.50 <sup>b</sup>	2.69 <sup>c</sup>	<0.001	608
Phosphorus balance, kg					
Intake	1.12 <sup>a</sup>	1.09 <sup>b</sup>	1.02 <sup>c</sup>	<0.001	117
Excreted	0.696 <sup>a</sup>	0.670 <sup>b</sup>	0.602 <sup>c</sup>	<0.001	116

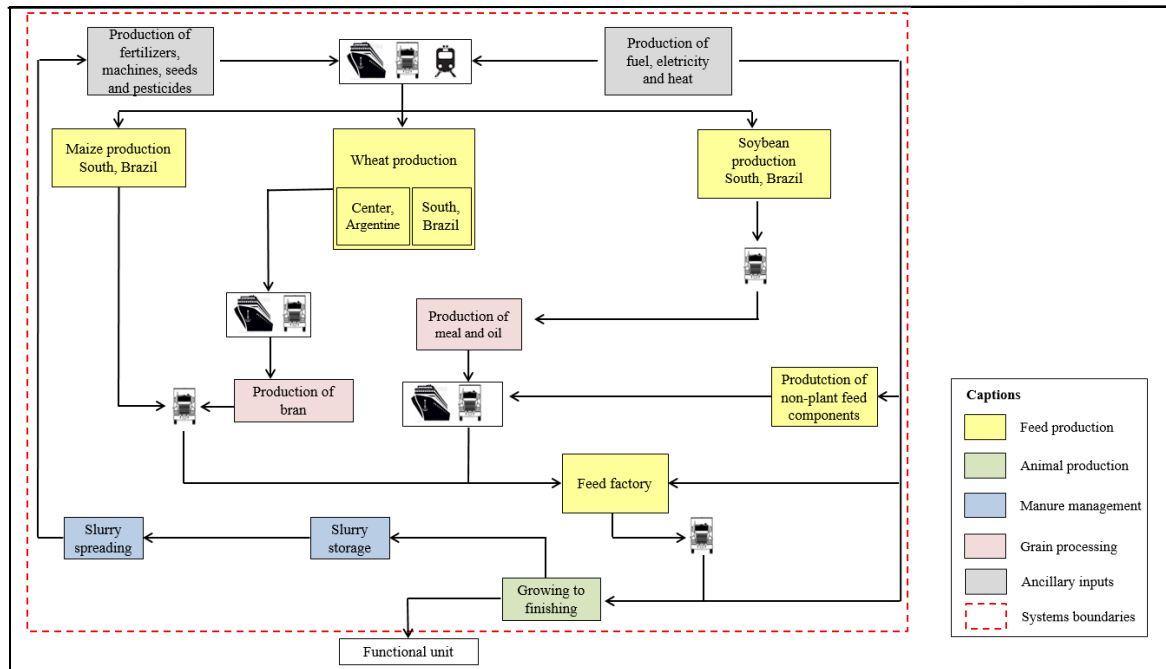
1003 <sup>1</sup> Means followed by same or no letter do not differ ( $P > 0.05$ ) according to Tukey's test.

1004 <sup>2</sup> CP = average crude protein; ADG = average daily gain; FCR = feed conversion ratio.

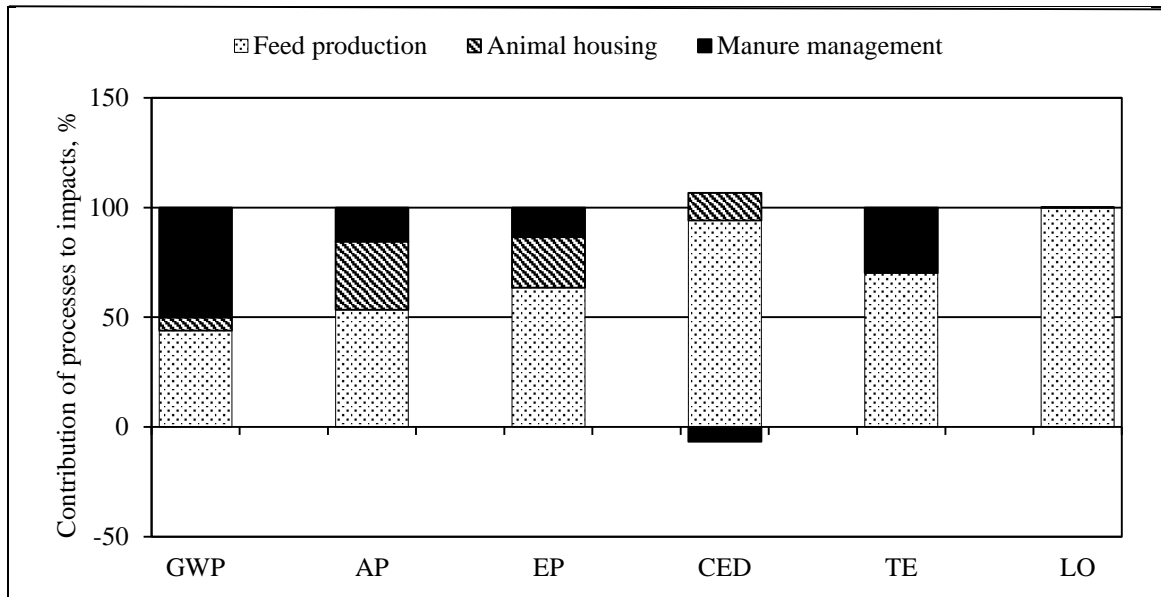
1005 Table 2 – Potential environmental impacts at the farm gate, per kg of body weight gain,  
 1006 of growing-finishing pigs fed without amino acid addition (noAA), with amino acid  
 1007 addition and minimal crude protein constraints (withAA) and with amino acid without  
 1008 any crude protein constraint (lowCP)

	Amino acids inclusion			<i>P</i> -value <sup>1</sup>	RMSE
	noAA	withAA	lowCP		
Impact category					
Global warming, kg CO <sub>2</sub> -eq.	2.38c	2.44b	2.51a	<0.001	0.242
Acidification, g SO <sub>2</sub> -eq.	64.3a	59.7b	57.0c	<0.001	7.82
Eutrophication, g PO <sub>4</sub> -eq.	19.1a	17.5b	16.6c	<0.001	2.15
Energy demand, MJ	12.8c	13.4b	14.0a	<0.001	1.02
Ecotoxicity, g 1,4-DCB-eq.	8.77c	9.18b	9.53a	<0.001	0.959
Land occupation, m <sup>2</sup> .ano	2.60a	2.47b	2.42c	<0.001	0.256

1009 <sup>1</sup> Means followed by same or no letter do not differ ( $P > 0.05$ ) according to Tukey's test.



1010 Figure 1 – System boundaries of growing-finishing pig production in South Brazil, from  
 1011 30 to 115 kg, with main processes for the production of crop inputs, crop production,  
 1012 production of feed ingredients and feeds, and pig production.



1013 Figure 2 – Relative contribution of the different processes (%) to impacts on global  
 1014 warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP),  
 1015 cumulative energy demand (CED), terrestrial ecotoxicity (TE) and land occupation  
 1016 (LO)

## VI – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de inúmeros estudos terem avaliado o impacto do ciclo de vida da produção de suínos, no Brasil ainda há escassez de pesquisas neste tema, principalmente relacionando as modificações nutricionais com o impacto deste setor produtivo. Neste sentido, o presente trabalho aplicou esta metodologia na área de produção animal, uma vez que os poucos estudos realizados no Brasil possuem foco ambiental.

Além disso, este trabalho trouxe algo ainda não avaliado em estudos de análise do ciclo de vida (ACV), que foi a utilização de dados experimentais de desempenho e excreção de nutrientes para o cálculo da ACV. Geralmente, as pesquisas com ACV utilizam indicadores técnicos de desempenho obtidos em granjas, ou a partir de dados de cooperativas, sendo que estes valores não variam entre os cenários avaliados nestas pesquisas.

Outra questão levantada neste trabalho foi se dados estimados de desempenho e excreção, como entradas e saídas de uma ACV, poderiam ser representativos do que ocorre em condições experimentais. Portanto, buscou-se confrontar dados obtidos a partir do software InraPorc® com dados obtidos experimentalmente. Dessa forma, buscamos preencher três lacunas existentes nas pesquisas de ACV, que foram (i) calcular o impacto ambiental em um cenário nacional de produção de suínos, (ii) utilizar dados experimentais no cálculo da ACV, levando em conta a variabilidade existente entre animais, e (iii) avaliar a validade dos dados estimados para predição dos dados observados experimentalmente.

Ao propor o cálculo do impacto ambiental em um cenário Brasileiro de produção de suínos, deve-se levar em conta a grande diversidade produtiva existente no Brasil, desde práticas agrícolas e rendimentos de culturas, até o tipo de alojamento dos animais e diferenças na temperatura entre as regiões do país. Portanto, o impacto ambiental calculado neste estudo não engloba toda a diversidade produtiva existente no Brasil.

De maneira geral, quando as fontes proteicas não são associadas ao processo de desmatamento, a redução da proteína bruta da dieta, por meio da utilização de aminoácidos industriais, reduziu o impacto sobre a acidificação, eutrofização e ocupação de terra, o que demonstra que o desempenho ambiental da suinocultura, para estas categorias, pode ser melhorado por meio da redução da proteína bruta da dieta. Entretanto, a utilização de dados experimentais demonstrou que nem sempre esta redução do impacto é significativa, devido ao efeito da variabilidade entre os animais, que foi levada em conta neste estudo.

Com relação à representatividade de dados de desempenho e excreção estimados com os observados experimentalmente, foi validada a sua utilização para as categorias demanda acumulada de energia, ecotoxicidade e ocupação de terra. No entanto, o crescimento animal é um fenômeno complexo, dirigido pela regulação combinada da ingestão de alimentos e da utilização de nutrientes, portanto, a maioria dos modelos que descrevem o crescimento de suínos não tem a habilidade de prever o desempenho em um sentido absoluto.

Como perspectivas, a avaliação de estratégias nutricionais e de alimentação como forma de reduzir o impacto do ciclo de vida da produção de suínos apresenta tendência de aplicação em diferentes contextos produtivos, ou seja, avaliar o comportamento destas estratégias em diferentes regiões/países produtores(as).