

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Centro de Desenvolvimento Tecnológico (CDTec)
Curso de Graduação em Biotecnologia



Trabalho de Conclusão de Curso

**Potencialidade da produção de biogás a partir de resíduos da vitivinicultura
do estado do Rio Grande do Sul: uma revisão**

Jackson Gabriel Morais Becker

Pelotas, 2020

Jackson Gabriel Morais Becker

Potencialidade da produção de biogás a partir de resíduos da vitivinicultura do estado do Rio Grande do Sul: uma revisão

Trabalho acadêmico apresentado ao Curso de Bacharelado em Biotecnologia da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Biotecnologia.

Orientador Acadêmico: Profa. Dra. Celia Francisca Centeno da Rosa.

Pelotas, 2020.

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

B395p Becker, Jackson Gabriel Morais

Potencialidade da produção de biogás a partir de resíduos da vitivinicultura do Estado do Rio Grande do Sul : uma revisão / Jackson Gabriel Morais Becker ; Celia Francisca Centeno da Rosa, orientadora. — Pelotas, 2020.

66 f. : il.

Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Biotecnologia) — Centro de Desenvolvimento Tecnológico, Universidade Federal de Pelotas, 2020.

1. Arqueas metanogênicas. 2. Bagaço de uva. 3. Biometano. 4. Biogás. 5. Digestão anaeróbia. I. Rosa, Celia Francisca Centeno da, orient. II. Título.

CDD : 663.2

Jackson Gabriel Morais Becker

Potencialidade da produção de biogás a partir de resíduos da vitivinicultura do estado do Rio Grande do Sul: uma revisão

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado, como requisito parcial, para obtenção do grau de Bacharel em Biotecnologia, Centro de Desenvolvimento Tecnológico (CDTec) da Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 04/09/2020

Banca examinadora:

Profa. Dra. Celia Francisca Centeno da Rosa (Orientadora)

Doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Eng. Willian César Nadaleti

Doutor em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina

Profa. Dra. Elisangela Martha Radmann

Doutora em Engenharia e Ciência de Alimentos pela Universidade Federal do Rio Grande

Dedico este trabalho à minha família, minha namorada e amigos. Muito obrigado pela companhia durante estes quatro anos de graduação!

Agradecimentos

Agradeço primeiramente aos meus pais, Guido e Angela por não terem medido esforços para que eu conquistasse tudo até hoje.

Aos meus irmãos e irmã, Jean, Jordano e Jamily, por todo o incentivo, amor e testes de paciência, muito importantes para um acadêmico lidar com as frustrações.

À minha namorada, Sabrina, e família, que me incentivam a ser uma pessoa melhor todos os dias.

À minha família, por todo apoio recebido.

À minha orientadora, Professora Celia, obrigado pela oportunidade, paciência, ensinamentos e confiança.

À Professora Priscila, por todo apoio e atenção durante os momentos necessários.

Aos professores e servidores do curso de Graduação em Biotecnologia, pelo aprendizado e conhecimento técnico.

Aos verdadeiros colegas de graduação e da vida, por dividirem este momento ímpar.

Muito obrigado!

“Somos feitos de poeira das estrelas”.

Carl Sagan

Resumo

BECKER, Jackson Gabriel Morais. **Potencialidade da produção de biogás a partir de resíduos da vitivinicultura do estado do Rio Grande do Sul: uma revisão.** 66f. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso – Curso de Bacharelado em Biotecnologia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

O Rio Grande do Sul, estado com maior produção de uvas e maior número de vinícolas do país, destaca-se pela sua grande produção de vinhos e, conseqüentemente, resíduos. O objetivo do presente trabalho foi elaborar uma revisão bibliográfica a fim de levantar dados sobre o potencial de produção de biogás a partir de resíduos vitícolas para a produção de energia térmica e elétrica. O biometano pode ser obtido, a partir da purificação do biogás, sendo utilizado para produção de energia elétrica e térmica, as quais podem retroalimentar a própria vinícola ou ainda abastecer regiões próximas. Além disso, o resíduo proveniente da digestão anaeróbia pode ser utilizado como fertilizante agrícola. Neste sentido, os microrganismos metanogênicos são essenciais para a produção do biometano pelo fato de que são responsáveis pelo último passo da digestão anaeróbia, na qual estes microrganismos consomem os ácidos orgânicos produzidos por bactérias e os transformam em metano. Estes resíduos de uva provindos das vinícolas incluem o bago, as sementes, as cascas e os engaços. As sementes possuem em torno de 10-20% de seu peso em lipídios, lhes conferindo bom potencial para a produção do gás ao passo que estes ácidos graxos são transformados pelas bactérias anaeróbias. O Rio Grande do Sul, em 2017, possuía uma capacidade instalada de geração de energia elétrica de 8.240,01 MW. Dentro desta capacidade, 21,5% provinha de termelétricidade alimentada por combustível fóssil ou biomassa de resíduos agropecuários. Não obstante a isso, comprovou-se que com 15 toneladas de bagaço de uva e 3,5 toneladas de talos dos cachos, a produção de energia elétrica e térmica gerada a partir do biogás foi de 7.820 kWh ano⁻¹ e 8.937 kWh ano⁻¹, respectivamente. Além disso, 38.050 toneladas de resíduos seriam reaproveitadas do setor vitivinícola da região Sul do Brasil, produzindo, aproximadamente, 37.540.000 Nm³/ano de biogás, se os resíduos fossem submetidos à digestão anaeróbia. Visto que o estado produziu 666.423 toneladas de uva em 2019, as possibilidades de produção desta energia renovável são valorizadas e complementadas, principalmente pela biotecnologia, com técnicas modernas de melhoramento genético e pesquisa sobre otimização de substratos para melhor produção e eficiência do biometano.

Palavras-chave: arqueas metanogênicas; bagaço de uva; biometano; biogás; digestão anaeróbia; resíduo de uva.

Abstract

BECKER, Jackson Gabriel Morais. **Potentiality of biogas production from viticulture residues in the state of Rio Grande do Sul: a review**. 66p. 2019. Term paper – Bachelor of Biotechnology. Federal University of Pelotas, Pelotas.

The Rio Grande do Sul, the state with the largest production of grapes and the highest number of wineries within its boundaries of the country stands out for its great wine production and, consequently, residues. The objective of this work was to elaborate a literature review to gather data about the production potential of biogas from viticultural residue to the production of heat and electrical energy. The biomethane can be obtained, from the biogas purification, and utilized in the production of electrical and heat energy, which can give feedback to the wineries, and fueling up near locations. Besides that, the anaerobic digestion waste can be used as agricultural fertilizer. In this sense, the methanogenic microorganisms are essential for the biomethane production since they are responsible for the last step of anaerobic digestion in which these microorganisms consume the organic acids produced by the anaerobic bacteria and then turn it into methane. These grape residues from the wineries include the berry, seeds, barks, and stalks. The seeds have 10-20% of its weight as lipids, giving them great potential to the gas production since that these fatty acids are metabolized by anaerobic bacteria. The Rio Grande do Sul, in 2017, had electrical energy installed capacity of 8.240,01 MW. Within it, 21,5% came from thermoelectricity generated by fossil fuel or biomass of agriculture. Despite that, has been proved that 15 tons of grape pomace and 3,5 tons of stalks the electrical and heat energy produced from the biogas was 7.820 kWh year⁻¹ e 8.937 kWh year⁻¹, respectively. In addition, 38,050 tons of waste would be reused from the wine sector in the southern region of Brazil, producing approximately, 37,540,000 Nm³/year of biogas, if the residues were subjected to anaerobic digestion. Since the state has produced 666.423 tons of grape in 2019, the possibilities to produce this renewable energy are valorized and complemented, mainly by biotechnology, with modern techniques of genetic enhancement, and research regarding the substrate's optimization for better production and efficiency of biomethane.

Keywords: anaerobic digestion; biogas; biomethane; grape pomace; grape waste; methanogenic archaea.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Percentual de energia elétrica por tipo de fonte no RS, em 2017.....	20
Figura 2. Mapa das principais regiões produtoras de uvas do Rio Grande do Sul.....	22
Figura 3. Esquema das principais partes de um bago de uva.....	27
Figura 4. Componentes majoritários encontrados nas sementes de uvas.....	28
Figura 5. Componentes majoritários encontrados nas cascas de uva.....	29
Figura 6. Tendência de produção de biogás ao redor do mundo, até 2022.....	38
Figura 7. Etapas da digestão anaeróbia.....	39
Figura 8. Rotas metabólicas da metanogênese.....	41
Figura 9. Árvore filogenética representativa para <i>Archaea</i> , baseada em sequências rRNA 16S.....	42
Figura 10. Classificação das Arqueas metanogênicas.....	43
Figura 11. Comparação de produção de biogás entre o controle positivo e o bagaço de uva com pH ajustado, durante 10 dias.....	46
Figura 12. Produção cumulativa de metano dos substratos.....	47
Figura 13. Produção cumulativa de biogás (a) e taxa de produção de biogás diariamente (b) para cada substrato.....	50
Figura 14. Tendência do teor de metano no biogás produzido por cada substrato investigado.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Oferta interna de energia (OIE), no Brasil, em 2013 e 2014.....	18
Tabela 2. Tipos de biomassa e seus respectivos potenciais energéticos.....	19
Tabela 3. Produção de uvas, em território nacional, em toneladas, de 2016 a 2019.....	21
Tabela 4. Produção de vinhos, sucos e derivados no Rio Grande do Sul, em L, de 2016 a 2019.....	23
Tabela 5. Comercialização de vinhos e sucos de uva provenientes do Rio Grande do Sul, em L, de 2017 a 2019.....	24
Tabela 6. Propriedades do biogás em pressão atmosférica e temperatura 0 °C.....	33
Tabela 7. Elementos de <i>Archaea</i> , <i>Bacteria</i> e <i>Eukarya</i>	44
Tabela 8. Potencial de biogás e metano dos resíduos vitícolas e seu potencial energético referidos ao peso úmido alimentado.....	53

LISTA DE UNIDADES, ABREVIações E SIGLAS

Nm³ – Normal metro cúbico

ppm – Partes por milhão

DQO – Demanda química de oxigênio

GLP – Gás liquefeito de petróleo

rRNA 16S – RNA ribossômico subunidade 16

RNA – Ácido ribonucleico

RT-PCR – Reação em cadeia da polimerase por transcriptase reversa

FISH – Hibridização *in situ* fluorescente

PCR – Reação em cadeia da polimerase

mRNA – Micro RNA

T – Toneladas

MW – Megawatt

TWh – Terawatt-hora

L – Litros

Tep – Tonelada equivalente de petróleo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS.....	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos	15
3	METODOLOGIA.....	16
4	REVISÃO DA LITERATURA.....	17
4.1	Matriz energética brasileira	17
4.2	Viticultura brasileira.....	20
4.3	Resíduos provenientes da indústria vitivinícola	25
4.3.1	Composição das sementes de uva	28
4.3.2	Composição das cascas de uva	29
4.4	Biogás	30
4.4.1	Composição do biogás e redução da poluição	32
4.4.2	Sistemas de digestão de biogás e parâmetros operacionais.....	34
4.4.3	Limpeza do biogás.....	36
4.4.4	Biometano.....	37
4.5	Microrganismos metanogênicos	38
4.6	Aproveitamento de resíduos vitivinícolas para geração de biogás	46
5	CONCLUSÃO	56
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57

1 INTRODUÇÃO

Resíduos provenientes da indústria de alimentos podem ser utilizados para diferentes fins, incluindo, a produção de energia renovável. Os grãos das uvas de vinhedos de larga-escala são empregados, principalmente, na produção de vinhos. Além disso, a fruta é rica em açúcares, vitaminas, enzimas, sais minerais e fitoquímicos que são discriminados nas principais características sensoriais de vinhos (WATERHOUSE, 2002). A matriz energética global provém, principalmente, de matéria-prima fóssil, e por este fato os impactos ambientais são inerentes à sua utilização. Tais resíduos tem o potencial produtor da tão necessitada bioenergia, que precisa ser alavancada a fim de evitar maiores desastres ambientais. Deste modo, as tecnologias renováveis podem desempenhar um papel importante no reequilíbrio ecológico por conta de suas propriedades biodegradáveis (GOPINATHAN & VIVEK, 2016).

Neste sentido, o biogás é um combustível renovável notório para a geração de energia quando comparado com os combustíveis fósseis convencionais (RASI et al., 2010). De acordo com Schweigkofler e Niessner (1999), o biogás contém de 40% a 60% de metano e 40% a 55% de dióxido de carbono, sendo o metano a molécula de maior interesse. Os elementos traço presentes na composição do biogás também apresentam um papel importante no funcionamento e produção ótima de biogás nos digestores anaeróbios, visto que estes elementos participam das rotas metabólicas dos microrganismos metanogênicos e dependem de sua disponibilidade para transformar o substrato em gás e metano (DEMIREL e SCHERER, 2008). Portanto, a suplementação de nutrientes assim como a disponibilidade de íons metálicos na matéria a ser transformada são parâmetros vitais para a produção do biogás (BRYANT, 1979).

Recentemente, metodologias e ferramentas biotecnológicas para inserção de DNA, seleção genética e expressão proteica dentro dos metanogênicos, existe para dois grupos: *Methanosarcinales* e *Methanococcales*, com um foco especial em *Methanosarcina* e *Methanococcus* (SARMIENTO et al., 2011; KOHLER e METCALF, 2012). Em adição à transformação genética de metanogênicos, transferência conjugal de DNA de *Escherichia coli* em *Methanococcus maripaludis* foi reportado por Dodsworth et al. (2010) sugerindo que transferência de DNA conjugal entre domínios pode ser utilizado para manipular outros metanogênicos que não possuem seus sistemas genéticos bem elucidados (COSTA e LEIGH, 2014). Portanto, a biotecnologia se apresenta como um campo promissor para estudar, compilar e analisar tais dados.

No Brasil, em 2019, foram reportadas 521 plantas de produção de biogás em operação, produzindo um total de 1,3 bilhões de metros cúbicos ao ano. Destas, 78% são plantas de pequeno porte, produzindo até 1 milhão Nm³ de biogás ao ano. Em contrapartida, as plantas de grande porte representam apenas 6% do total de plantas em operação, mas produzem cerca de 77% do biogás nacional. Nesse cenário, a principal fonte de substrato para produção de biogás em sistemas de biodigestão no Brasil é a agropecuária, que representa 80% das plantas em operação. Já as plantas que processam resíduos sólidos urbanos e efluentes de estações de tratamento de esgoto, chegam a apenas 8% do total de plantas em operação no país (ABILOGÁS, 2019).

Em 2019, o Rio Grande do Sul produziu e processou 614,3 milhões de kg de uvas, tendo obtido, 403,61 milhões de litros de vinhos e derivados (IBRAVIN, 2020). O potencial de produção de biometano para estes substratos, após o uso pela indústria vitivinícola, pode ser cientificamente e facilmente acessado em testes de digestão anaeróbia (ESPOSITO et al., 2012). Neste contexto, o setor vitícola do sul do Brasil apresenta-se como uma alternativa para a geração de biogás a partir de seus resíduos, visto que esses insumos se desenvolvem em regiões de clima tropical e temperado, com temperaturas amenas (GOPINATHAN & VIVEK, 2016). Além disso, com a utilização de ferramentas biotecnológicas como Engenharia Genética, é possível explorar os microrganismos metanogênicos para que se obtenha maior produção de biogás a partir da grande disponibilidade de resíduos gerados da indústria. Ao mesmo tempo, a diminuição do custo de todo o processo de digestão anaeróbia, incluindo equipamentos e metodologias, é uma preocupação que deve-se considerar ao se adotar o sistema de produção de biogás.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo do presente trabalho foi elaborar uma revisão da literatura visando elucidar o potencial econômico do biogás produzido a partir de resíduos industriais de vinícolas, situadas no estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

2.2 Objetivos específicos

- I)** Verificar a quantidade de resíduos produzidos pelo setor vitivinicultural e seu potencial como gerador de energia térmica e elétrica;
- II)** Provocar a pesquisa através da biotecnologia para melhoramento da eficiência de produção e diminuição da poluição durante o processo;
- III)** Investigar as propriedades de bactérias e arqueas metanogênicas para produção de biometano como fonte de energia renovável;
- IV)** Contribuir para o avanço das energias renováveis dentro da matriz energética do país, do estado do Rio Grande do Sul e, principalmente, das vinícolas do estado como uma base de dados para a implementação dos sistemas de biogás.

3 METODOLOGIA

Para a elaboração do presente trabalho foi realizada uma pesquisa em forma de revisão de literatura para coletar dados e informações científicas de artigos originais e de revisão. Para isso, foram utilizados os bancos de dados *ScienceDirect* e *Web of Science*, bem como sites de órgãos nacionais e internacionais de referência na área energética e vitivinicultural, como a Associação Brasileira de Biogás (ABiogás), Centro Internacional de Energias Renováveis (CIBiogás), Instituto Brasileiro do Vinho (IBRAVIN), Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) e Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP). As palavras-chave empregadas foram: *biomethane, grape biogas, grape pomace, grape pulp, grape waste, methanogenic archaea*.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 Matriz energética brasileira

A evolução do cenário energético brasileiro gera incertezas na atualidade e nas projeções à longo prazo, ao se analisar a volatilidade da demanda e o contínuo avanço do setor tecnológico. Estas incertezas estão relacionadas com fatores específicos que contribuem para a imprevisibilidade nas projeções de demanda energética (EPE, 2014).

Alguns desafios se fazem necessários em relação ao futuro da matriz energética, sendo um deles a busca por recursos alternativos que tenham menor reflexo no meio ambiente e que sejam economicamente viáveis. Além disso, no Brasil, para que haja um avanço sustentável, eficiência econômica e ambiental, é necessário a utilização de fontes renováveis de energia (LOPES, MARTINS e MIRANDA, 2019). A biomassa deve ser considerada através de uma análise de longo prazo e não apenas como uma medida paliativa, conforme reportado por Oliveira (2015).

Neste sentido, a relevância dos estudos com biomassa com objetivo de modernizar a matriz energética brasileira é destacada, visto que a matriz atual é predominantemente dependente de hidrelétricas, sendo prejudicada quando há falta de chuvas ou problemas relacionados (LOPES, MARTINS e MIRANDA, 2019). Segundo Tolmasquim (2004), a energia a partir de biomassa se mostra excelente opção de geração para se complementar à hidreletricidade no Brasil. Diversas são suas vantagens como redução da emissão de gases efeito estufa, aumento da diversidade de oferta de energia, produção de energia sustentável à longo prazo, criação de oportunidades de emprego, desenvolvimento econômico local e diminuição das importações de combustíveis convencionais (OLIVEIRA, 2011). A Tabela 1 mostra a oferta interna de energia (OIE) na matriz nacional nos anos de 2013 e 2014.

Tabela 1. Oferta interna de energia (OIE), no Brasil, em 2013 e 2014.

Especificação	2013 / mil tep	2014 / mil tep	2013 / %	2014 / %
Não-renovável	176.468	185.100	59,6	60,6
Petróleo e derivados	116.500	120.327	39,3	39,4
Gás Natural	37.792	41.373	12,8	13,5
Carvão Mineral e derivados	16.478	17.551	5,6	5,7
Urânio (u308) e derivados	4.107	4.036	1,4	1,3
Outras não-renováveis (*)	1.592	1.814	0,5	0,6
Renovável	119.833	120.489	40,4	39,4
Hidráulica e Eletricidade	37.093	35.019	12,5	11,5
Lenha e Carvão Vegetal	24.580	24.728	8,3	8,1
Derivados da cana-de-açúcar	47.601	48.128	16,1	15,7
Outras renováveis	10.559	12.613	3,6	4,1
TOTAL	296.301	305.589	100	100

Fonte: Adaptado de MME, 2015.

(*) Gás industrial de alto forno, aciaria, coqueria, enxofre e de refinaria.

Em relação ao potencial energético da biomassa no Brasil, segunda a ANEEL (2016), o país possui um total de 523 usinas de produção energética em operação, sendo a biomassa a fonte de geração, que totalizam 14.019.781 kW de potência registrada (outorgada). Ademais, este montante representa 8,86% do total da potência prevista em todas as fontes registradas na matriz energética nacional que corresponde a

158.305.429 kW. A Tabela 2 mostra os tipos de biomassa que constituem as 523 usinas operando no território nacional.

Tabela 2. Tipos de biomassa e seus respectivos potenciais energéticos.

Fonte	Quantidade	Potência Outorgada (kW)	Potência Fiscalizada (kW)	(%)
Floresta	87	2.803.847	2.547.523	20
Resíduos				
Sólidos	14	88.213	83.699	0,63
Urbanos				
Resíduos animais	10	1.924	1.924	0,01
Biocombustíveis				
Líquidos	2	4.350	4.350	0,03
Agroindustriais	410	11.121.446	10.775.515	79,33
TOTAL	523	14.019.781	13.413.012	100

Fonte: Adaptado de ANEEL, 2016.

De acordo com a Tabela 2, o maior potencial energético para geração de energia é a fonte de origem agroindustrial, a qual engloba as culturas energéticas e os resíduos e subprodutos das atividades agrícolas, como produção de soja, milho, cana-de-açúcar e arroz. Além disso, as possibilidades brasileiras em torno deste setor são confirmadas ao analisar o papel de liderança em produção que o país exerce, conforme EPE (2008). Ainda de acordo com a instituição, o nível de produção da matéria-prima influencia diretamente no potencial energético que se obtém da biomassa.

Mais especificamente, no estado do Rio Grande do Sul, a capacidade instalada de geração de energia elétrica é de 8.240,01 MW, em 2017 (MME/EPE, 2018). Na Matriz de Geração de Energia Elétrica do estado em 2017, 55,7% era de hidreletricidade (UHEs - Usinas Hidrelétricas, PCHs - Pequenas Centrais Hidrelétricas e CGHs - Centrais Geradoras Hidrelétricas); 21,5% era de termoeletricidade (UTES - Usinas Termelétricas movidas a combustível fóssil ou a biomassa, de acordo com a ANEEL); 22,7% de energia eólica (EOLs) e 0,0007% de energia solar (UFVs - Usinas Fotovoltaicas), o que demonstra diversificação da geração de energia elétrica no estado (ATLAS, 2020). Além

disso, segundo a ANEEL (2020), o estado do Rio Grande do Sul possui usinas térmicas movidas à carvão, gás natural, óleo diesel, óleo combustível ou outros energéticos de petróleo e movidas à biomassa proveniente de casca de arroz, licor negro (lixívia da indústria papelreira), resíduos de madeira, biogás AGR (originado da agroindústria) e biogás RU (originado de resíduos urbanos). A Figura 1 mostra a matriz energética do estado.

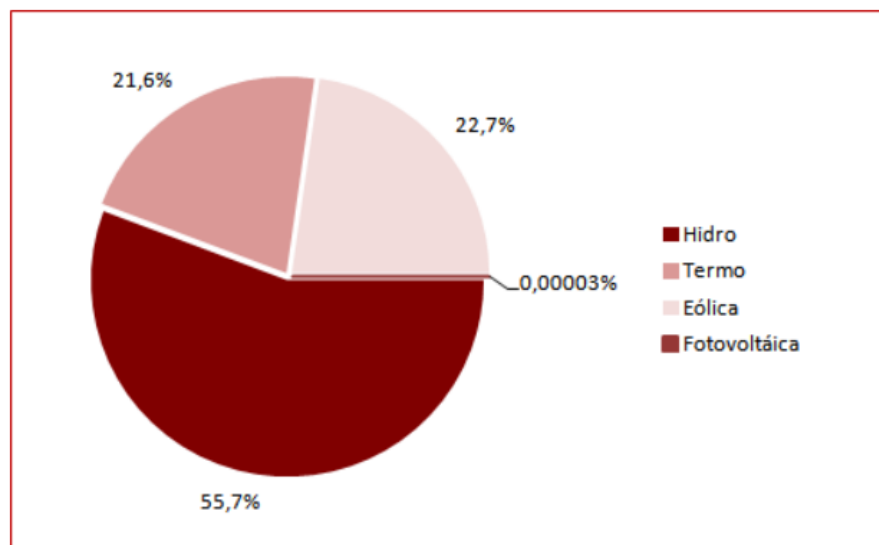


Figura 1. Percentual de energia elétrica por tipo de fonte no RS, em 2017.

Fonte: ATLAS, 2020.

4.2 Viticultura brasileira

A viticultura brasileira apresenta características e peculiaridades de acordo com a região em que é exercida a exemplo de ciclos de produção, época de colheita e tipo de produto. Esta importante atividade, principalmente para o Rio Grande do Sul, é a principal fonte de renda para pequenas propriedades enquanto grandes empresas e produtoras contribuem para a sustentabilidade da viticultura por meio de investimentos realizados, tanto em pessoal como em tecnologias inovadoras (MELLO, 2019).

Neste sentido a Tabela 3 apresenta um breve panorama da viticultura no Brasil em 2019, baseado em informações de produção de uvas por estado. Tais informações estão de acordo com dados disponibilizados por entidades do Rio Grande do Sul e órgãos oficiais, a nível federal, a fim de monitorar e acompanhar a evolução e perspectivas do setor, principalmente no estado.

Tabela 3. Produção de uvas, em território nacional, em toneladas, de 2016 a 2019.

Estados	2016*	2017**	2018**	2019**
Rondônia	197	69	187	219
Tocantins	-	-	12	12
Piauí	168	240	51	24
Ceará	760	708	422	561
Paraíba	2.636	2.620	2.600	2.600
Pernambuco	242.967	390.300	423.382	420.830
Bahia	62.740	51.090	75.378	74.142
Minas Gerais	11.224	13.070	15.763	17.307
Espírito Santo	2.469	3.608	3.090	3.207
Rio de Janeiro	101	287	170	206
São Paulo	144.110	133.118	128.327	148.379
Paraná	66.000	56.295	54.000	48.000
Santa Catarina	33.849	65.800	61.256	59.525
Rio Grande do Sul	413.640	956.913	822.689	666.423
Mato Grosso do Sul	981	981	72	72
Mato Grosso	1.351	1.247	1.297	1.304
Goiás	2.566	1.974	2.121	1.565
Distrito Federal	1.300	1.700	1.425	1.235
Brasil	987.059	1.680.020	1.592.242	1.445.705

Fonte: Adaptado de MELLO, 2019.

*dados capturados em 22/01/2018; **dados capturados em 08/01/2020.

De acordo com Mello (2019), a produção de uvas no Brasil, em 2019, foi de 1.445.705 T, sendo a região Sul a maior produtora de uvas, representando 53,53% da produção vitícola nacional. Dentro da Região Sul, o maior produtor é o estado do Rio Grande do Sul, que produziu 622.423 T. Na Região Nordeste, a produção de uvas em Pernambuco, concentrada no Vale do São Francisco, foi de 420.830 T de uvas em 2019. Na Bahia, produziu-se 74.142 T, 1,64% menor que a verificada em 2018. Na Região

Sudeste, o estado de São Paulo produziu 148.379 T de uvas em 2019, Minas Gerais apresentou uma produção de 17.307 T e o Espírito Santo, 3.207 T apresentando um aumento de 3,79% em relação à 2018. Ainda, a produção vitícola nacional destinada ao processamento (produção de vinhos, sucos e derivados) foi estimada em 689.045 toneladas em 2019, chegando a um total de 48,28% da produção total. Os outros 51,72% destinaram-se ao consumo in natura (IBGE, 2020).

Segundo a mesma autora, os dados disponíveis sobre a produção de sucos, vinhos e derivados são restritos apenas ao estado do Rio Grande do Sul. Contudo, ao se considerar que o estado produz cerca de 90% dos vinhos e sucos de uva e cerca de 85% dos espumantes no país, os dados referentes à sua vitivinicultura foram usados em âmbito nacional.

De acordo com o Instituto Brasileiro do Vinho (IBRAVIN) o estado do Rio Grande do Sul possui 6 principais áreas de produção vitícola com características próprias para a produção: Região da Campanha, Região Central, Serra do Sudeste, Serra Gaúcha, Campos de cima da Serra e o Alto Uruguai, conforme mostra a Figura 2 (IBRAVIN, 2020).

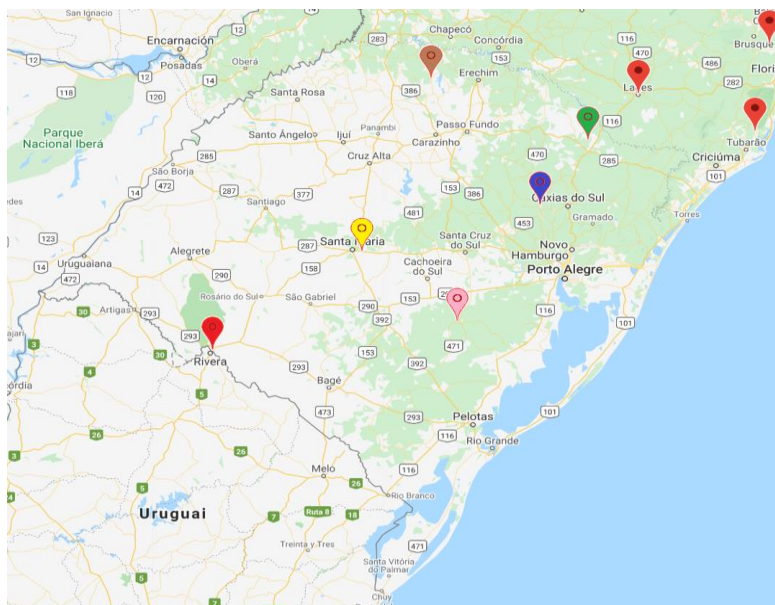


Figura 2. Mapa das principais regiões produtoras de uvas do Rio Grande do Sul.

Fonte: Adaptado de IBRAVIN, 2020.

Ponto vermelho: Região da Campanha; Ponto amarelo: Região Central; Ponto rosa: Serra do Sudeste; Ponto azul: Serra Gaúcha; Ponto Verde: Campos de cima da Serra; Ponto marrom: Alto Uruguai.

Em relação à região da Campanha, sua localidade com pequenas planícies e colinas da parte meridional do estado, já na fronteira com o Uruguai, e seus dias longos

com grande amplitude térmica, beneficiam o cultivo das videiras. As condições ambientais também são favorecidas pelo solo rico em granito e calcário. Na região Central, há uma estimativa da existência de cerca de 140 hectares de vinhedos na região, cultivados com as variedades falsa *Goethe* e Bordô. Já na Serra do Sudeste, o relevo suavemente ondulado serve de sede para os vinhedos, além de haver investimentos para que a uva produzida seja vinificada no mesmo local. Quanto à Serra Gaúcha, maior e mais importante região do Brasil para a produção de vinhos, destaca-se por ser responsável por mais de 85% da produção nacional de vinhos por conta de seu solo basáltico e clima temperado, úmido e noites amenas, para o cultivo das uvas. No que se refere aos Campos de cima da Serra, ressalta-se a baixa temperatura e os constantes ventos como diferenciais, pois propiciam uma maturação mais longa dos vinhedos. Por fim, a região do Alto Uruguai, apresenta um ciclo precoce de suas uvas, a partir de janeiro, fato importante para ocorrer a vindima antes do período de chuvas (IBRAVIN, 2020).

Ao se buscar dados sobre produção de biogás a partir de resíduos da indústria vitivinícola, é importante pesquisar sobre as regiões produtoras, as quais foram apresentadas no parágrafo anterior, bem como a produção e comercialização de sucos de uva, vinhos e derivados, como pode ser visto nas Tabelas 4 e 5 pois essas informações indicam onde se concentram as maiores quantidades de resíduos e, conseqüentemente, as maiores potencialidades de produção do biogás.

Tabela 4. Produção de vinhos, sucos e derivados no Rio Grande do Sul, em L, de 2016 a 2019.

PRODUÇÃO	2016	2017	2018	2019
Vinhos de Mesa	86.319.015	255.015.187	218.375.636	144.629.737
Tinto	75.279.191	217.527.985	188.270.142	121.045.115
Branco	10.727.099	36.121.245	29.229.970	22.032.828
Rosado	312.725	1.365.957	875.524	1.551.794
Vinho Fino	18.070.626	44.537.870	38.707.220	37.615.422
Tinto	8.774.847	21.442.212	19.118.254	17.389.377
Branco	8.705.066	21.928.400	18.297.257	18.193.055
Rosado	590.713	1.167.258	1.291.709	2.032.990

Suco de uva integral	31.117.869	46.865.625	34.367.996	50.239.767
Suco concentrado^(a)	55.462.600	150.296.355	155.499.550	134.305.045
Mosto Simples	49.770.993	101.010.115	88.910.980	135.615.344
Outros derivados^(b)	4.179.323	8.232.898	6.291.121	6.331.602
TOTAL	244.920.424	605.958.050	542.152.503	508.735.917

Fonte: Adaptado de MELLO, 2019.

(a)Transformados em L de suco integral. (b)Inclui a base para espumantes, licorosos, polpa de uva e outros.

Tabela 5. Comercialização de vinhos e sucos de uva provenientes do Rio Grande do Sul, em L, de 2017 a 2019.

PRODUTOS	2017	2018	2019
Vinhos de Mesa^(a)	176.059.959	180.921.036	180.757.375
Tinto ^(b)	154.309.442	158.850.262	158.830.104
Rosado	1.097.426	1.972.944	1.265.435
Branco	20.653.091	20.097.830	20.661.836
Vinho Fino^(c)	15.874.354	14.826.173	15.640.486
Tinto	12.021.684	11.150.517	11.419.871
Rosado	182.080	262.460	484.296
Branco	3.670.590	3.413.196	3.736.319
Vinho Frisante	1.586.985	1.638.337	1.823.359
Espumantes	12.022.102	11.692.300	13.350.344
Espumante Moscatel	5.561.181	6.526.075	8.905.081
Suco de uva integral	107.243.326	140.472.108	147.545.738
Suco concentrado^(d)	134.078.225	117.861.315	142.724.565
TOTAL	452.426.132	473.937.344	510.746.948

Fonte: Adaptado de MELLO, 2019.

(a)Produtos elaborados com uvas americanas e híbridas; (b)Foram incluídos 3.734.763 L em 2018 e 310.886 L em 2019, de vinho sem identificação de tipo e cor; (c)Elaborados com uvas *Vitis vinifera* L.; (d)Valores convertidos em suco integral.

Segundo Mello (2019), a produção de vinhos, sucos e derivados no Rio Grande do Sul, em 2019, foi de 508,74 milhões de L. No mesmo ano foram produzidos 144,63 milhões de L de vinhos de mesa e 37,61 milhões de L de vinhos finos. Em relação aos sucos de uva (integral mais concentrado), a produção foi de 184,54 milhões de L em 2019. A mesma autora, também destaca em seu estudo, que em 2019 o montante comercializado no estado do Rio Grande do Sul, foi de 510,75 milhões de L de vinhos e sucos. Deste volume, 180,76 milhões são de vinhos, 22,26 milhões são de espumantes e 290,27 milhões são de sucos de uva.

Em relação ao setor vitivinícola brasileiro, representado por uvas, sucos de uva, vinhos e espumantes, somaram as exportações em 104,79 milhões de dólares em 2019, enquanto as importações chegaram ao patamar de 449,72 milhões de dólares. As uvas de mesa, principal item das exportações, foram vendidas ao preço médio de US\$ 2,07 por quilograma. Os vinhos, em 2019, sofreram redução de 18,23%. Por isso, o vinho nacional foi vendido ao preço médio de US\$ 1,88 por litro (MDIC, 2020).

No que se refere às vinícolas do Rio Grande do Sul e sua produção, destaca-se algumas dentre as mais conhecidas, sendo: a Vinícola Aurora, a Vinícola Dal Pizzol e o Miolo *Wine Group*. A Vinícola Aurora é uma cooperativa de 1.100 famílias produtoras de uvas, somando 55 milhões de kg produzidos no ano (42 milhões de L de vinhos, sucos e derivados) e uma estocagem de 70 milhões de L em área privada. A Vinícola Dal Pizzol elabora, anualmente, 300 mil garrafas (225 mil L) de vinhos. Por fim, o Miolo *Wine Group* é um grupo de 4 vinícolas exportadoras de vinhos que somam, em média, 10 milhões de L por ano numa área cultivada com, aproximadamente, 1.000 hectares de vinhedos (MWG, 2020; VA, 2020; VDP, 2020).

4.3 Resíduos provenientes da indústria vitivinícola

Levando em consideração o total global da produção de uvas, de acordo com Zhu et al. (2015) cerca de 75% é utilizada no processo de vinificação, resultando numa produção mundial de vinho em, aproximadamente, 27 bilhões de L ao ano (AMIENYO et al., 2014). Nesse sentido, França, Itália e Espanha, em 2014, foram os países com maior

produção de vinhos do mundo, tendo produzido 4.670.100 L, 4.473.900 L e 3.820.400 L, respectivamente (FAO, 2014).

Em escala global, o setor de vinhos é responsável por, pelo menos, 0,3% das emissões de gases efeito-estufa (AMIENYO et al., 2014). Neste sentido, um processo sustentável de vinificação consiste em maximizar os recursos e diminuir as emissões geradas pelo próprio processo (CASTILLO-VERGARA et al., 2015; CUCCIA, 2015). De acordo com Beres et al. (2017), a indústria vitivinícola apresenta cinco pontos críticos em relação aos impactos ambientais: cultura de uva (pesticidas, fertilizantes, fornecimento de água e combustível), empacotamento (garrafas de vidro e rótulos de papel), vinificação (eletricidade, água, dióxido de enxofre e hidróxido de sódio), transporte (combustível) e gestão da água (efluentes). Dentro dos 0,3% das emissões de gases efeito-estufa, a cultura da uva representa, em torno de 41% das emissões de gases efeito estufa, majoritariamente por conta do ciclo de vida de pesticidas, fertilizantes e combustíveis. Ainda, os transportes contribuem com mais 32% para o impacto (AMIENYO et al., 2014; DA ROS et al., 2016). Evidências sugerem que a produção vitícola pode ter um impacto negativo sobre a quantidade e qualidade das fontes de água locais (CHRIST e BURRIT, 2013).

Neste sentido, há um interesse crescente na sustentabilidade da produção vitícola, visto que a aplicação de metodologias ambientais preventivas para produtos e serviços têm consequências na redução de riscos humanos, ambientais e econômicos (CASTILLO-VERGARA et al., 2015; MARTINEZ et al., 2016).

Ao se analisar a quantidade de uvas produzidas apenas no Rio Grande do Sul, há de se considerar que este processo produz resíduos, sejam eles líquidos ou sólidos. Tais resíduos são passíveis de serem reaproveitados para a produção de biogás com intuito de retroalimentar a própria indústria ou serem distribuídos em forma de energia. Dito isso, os principais resíduos do processo de vinificação são restos das plantas, sedimentos do processo de clarificação, bagaço da uva e borras (leveduras mortas). O bagaço é o principal resíduo gerado pela produção de vinhos, sendo constituído por polpa residual dos bagos do fruto, cascas, sementes e engaços, conforme mostra a Figura 3 (TONON et al., 2018).

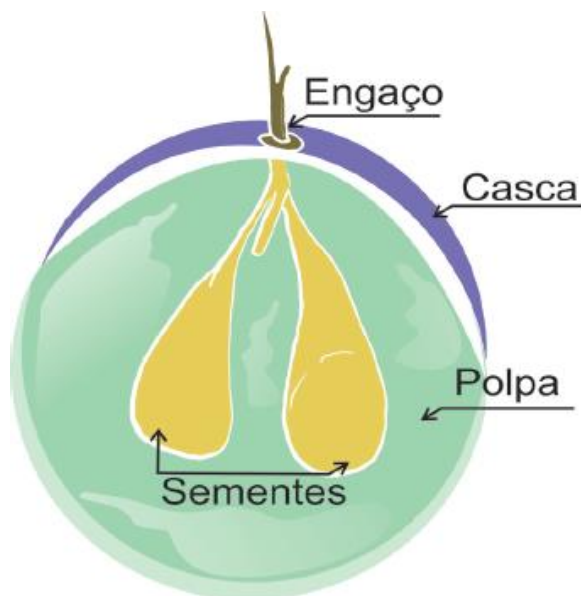


Figura 3. Esquema das principais partes de um bago de uva.

Fonte: Adaptado de TONON et al., 2018.

Geralmente, o bagaço seco é composto por 5-10% de polpa residual, 38-52% de sementes e 8-20% de casca e engaço (CHRIST e BURRIT, 2013; BRENES et al., 2016). A composição dos bagaços de uva também pode ser variável, dependendo da cultivar e processos utilizados, no entanto, contém, basicamente, água (umidade), fibras, proteínas, lipídios (óleos), carboidratos metabolizáveis (açúcares e amido), minerais e metabólitos secundários (compostos bioativos) (BERES et al., 2017). Tal fato torna estes resíduos valiosos substratos para o aproveitamento em diferentes fins, como desenvolvimento de coprodutos de valor agregado ou utilização na matriz energética.

Converter biomassa vegetal em biocombustíveis líquidos pode ser difícil por conta da estrutura complexa presente das células, mas estes componentes podem ser acessados por efetuação de pré-tratamentos ou enzimas (SIROHI et al., 2020). Além disso, o resíduo de vinícolas tem qualidade metabólica suficiente para formar valioso substrato em tecnologias de combustão, para produção de energia elétrica e térmica. Segundo a mesma autora, o bagaço de uva tem a capacidade de produzir bio-óleos, *biochar* (biomassa + carvão) e misturar combinadas de gases quando aquecido. Somado à isso, a fermentação alcoólica do bagaço de uva gera bioetanol e ácido oleanólico.

Recentemente, é estimado que apenas 3% do bagaço de uva foi utilizado para ração animal (DWYER et al., 2014; BRENES et al., 2016) e a possibilidade de melhorar o isolamento térmico na construção civil (MUÑOZ et al., 2014). Incineração ou descarte no campo pode ser prejudicial para o ambiente pela presença de compostos fenólicos

que diminuem o pH do bagaço assim como aumentam a resistência à degradação biológica (BERES et al., 2017). Alguns dos outros problemas ambientais podem incluir: proliferação de insetos que podem carregar doenças, odor pútrido, poluição do solo e poluição da água superficial e subterrânea, as quais são responsáveis pela depleção de oxigênio no solo e aquíferos pelos taninos e outros componentes (CHRIST e BURRIT, 2013; DWYER et al., 2014).

4.3.1 Composição das sementes de uva

Segundo Tonon et al. (2018), as sementes de uvas são compostas por fibras, que são os componentes mais abundantes, seguidas por lipídios, proteínas, açúcares, minerais e compostos menores, como fitosteróis e fenólicos, dentre outros metabólitos secundários, conforme ilustrado na Figura 4.

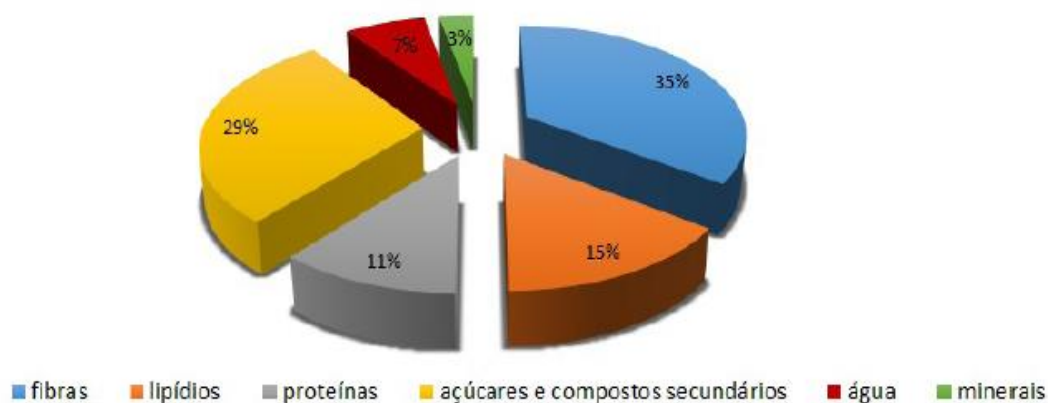


Figura 4. Componentes majoritários encontrados nas sementes de uvas.

Fonte: Adaptado de TONON et al., 2018.

O teor de lipídios encontrado nas sementes pode variar de 10-20% de seu peso (LUQUE-RODRIGUEZ et al., 2005; ROCKENBACH et al., 2012). A fração de ácidos graxos poli-insaturados (PUFAs) presentes no óleo é de 85-90%, mostrando-se alta quando comparada com outros óleos vegetais. O ácido graxo presente em maior concentração é o ácido linoleico, que representa cerca de 66-73% do total (FERNANDES et al., 2013; GARAVAGLIA et al., 2016).

Após o processo de remoção dos óleos contidos na semente da uva para outros fins que não a produção de biogás, o resíduo sólido final, conhecido como torta, pode

conter entre 60-80% de fibras, entre celulose, lignina e hemicelulose (CHAMORRO et al., 2012). Com isso, as possibilidades de aplicação da celulose e lignina são bem vistas, por exemplo, por indústrias de papel, nanocelulose, adesivos, materiais e mobiliários, entre outras (BERES et al., 2017). Ainda, segundo Buckeridge et al. (2000), a hemicelulose mostra-se como uma alternativa para fonte de polissacarídeos como galactomananas, glucomananas e xiloglucanas. Além das fibras encontradas, a torta da semente é rica em compostos fenólicos, especialmente ácido gálico, catequina e epicatequina e, dentre os minerais, destaca-se o ferro (BRENES et al., 2016).

4.3.2 Composição das cascas de uva

Nas cascas de uva, as fibras compreendem mais de 50% dos componentes presentes, observando-se a presença de proteínas, carboidratos, água, minerais e lipídios (Figura 5) (TONON et al., 2018).

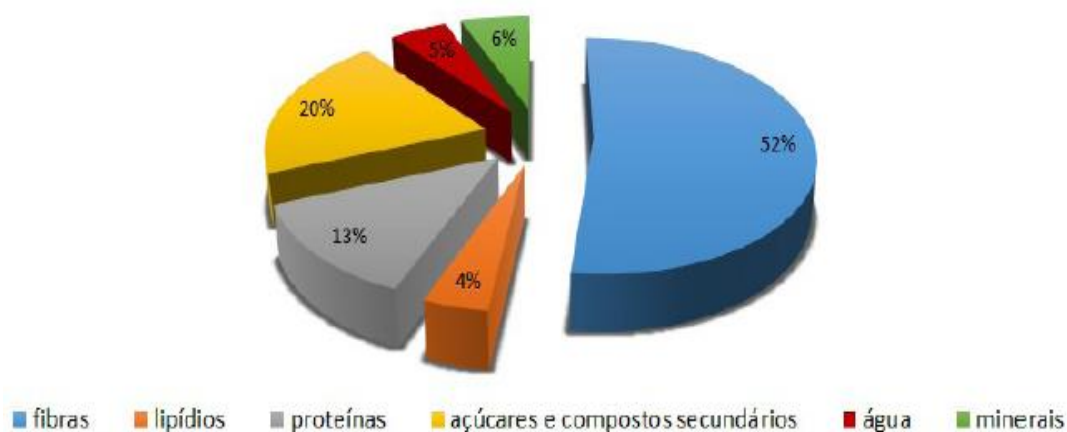


Figura 5. Componentes majoritários encontrados nas cascas de uva.

Fonte: Adaptado de TONON et al., 2018.

A casca de uva apresenta uma ampla variedade de polissacarídeos, provenientes da estrutura complexa da parede celular, que contém 30% de polissacarídeos neutros (celulose, xiloglucana, arabinana, galactana, xilana e manana) e 20% de polissacarídeos ácidos (pectinas, homogalacturonanas, ramnogalacturananas e arabinogalactanas). Ainda, há a presença de 15% de protoantocianidinas complexadas na parede celular e lignina (GONZÁLEZ-CENTENO et al., 2010; DENG et al., 2011).

Neste sentido, dentre os compostos fenólicos presentes nas cascas da uva, pode-se citar o ácido gálico, catequina, epicatequina, proantocianidinas, prodelfinidinas, ácido elágico, miricetina, quercetina, kaempferol, resveratrol e rutina (TONON et al., 2018).

Assim sendo, ressalta-se a importância de observar que, de modo geral, independentemente da cultivar utilizada, os processos aos quais a casca foi submetida não interfere na composição de diferentes moléculas identificáveis nas diferentes frações que compõem os bagaços, em relação às fibras alimentares, metabólitos secundários e minerais, mesmo em distintas concentrações (TONON et al., 2018). Por fim, este aspecto é positivo no que tange as possibilidades para o aproveitamento destes resíduos para geração de bioenergia e desenvolvimento de novos produtos com agregação de valor, principalmente no estado do Rio Grande do Sul, onde a indústria vitivinícola é essencial.

4.4 Biogás

Na era moderna, dentro das próximas décadas, a bioenergia originada do biogás e biometano terão o potencial para se tornar uma fonte de energia renovável global significativa como uma alternativa econômica atrativa, em detrimento dos combustíveis fósseis (KOONAPHAPDEELERT et al., 2020). Além disso, segundo o autor, o futuro potencial do biometano é caracterizado pelo seu leque de aplicações como produção de calor, vapor, eletricidade, hidrogênio e uso em transporte. Para isso, evidencia-se a propriedade do biogás poder ser produzido a partir de unidades industriais de pequeno porte até escalas industriais de grande porte, aumentando a sua versatilidade de acordo com as necessidades de cada região.

A produção de biogás mundial é predita para aumentar em 40,2 milhões de toneladas até 2030 (KAPOOR et al., 2019). Segundo o relatório da *Global Bioenergy Statistics* (WBA, 2020), as energias renováveis contribuíram, aproximadamente, 18,6% do consumo de energia global em 2014, na qual a bioenergia somou quase 14%. Dependendo de cada ambiente e programa energético de cada país, diferentes tipos de produção de biogás e sistemas de processamento foram desenvolvidos com diferentes tamanhos de unidades produtoras de biogás, desde pequena escala familiar até grandes plantas industriais (MCCABE e SCHMIDT, 2018; IRENA, 2020). A Associação Europeia de Biogás (EBA), reportou que a Europa tinha 6.227 plantas de biogás em 2009 e que este número cresceu até 17.662 plantas em 2016. Ainda segundo a mesma associação, até 2010, o desenvolvimento da indústria de biogás europeia era, principalmente, na

produção de energia “verde” para geração de energia elétrica. A razão principal para isso é que, na maioria dos países europeus, o suporte financeiro foi provido para gerar energia elétrica “verde” como uma forma de *feed-in-tariff* (uma espécie de política implementada para assegurar valores de venda maiores às energias renováveis em comparação com energia fóssil) (QYYUM et al., 2019).

Em muitos outros países, por exemplo China e Índia, o biogás é produzido no nível residencial. Na China, entre 2003 e 2013, 42 milhões de pequenas plantas de biogás para uso familiar (8 – 12 m³) foram construídos (QYYUM et al., 2019). Somado a isso, existem em torno de 4 milhões de plantas pequenas na Índia, enquanto há outros projetos em progresso na Ásia e África. Ainda segundo o autor, a indústria de biogás nos países do sudeste da Ásia como Tailândia, Malásia e Indonésia está crescendo de acordo com os objetivos de produção de bioenergia de cada país. Além disso, a Tailândia traçou como meta possuir uma capacidade de geração de bioenergia em 5.570 MW até 2036, a Malásia em 1.065 MW até 2020 e a Indonésia em 810 MW até 2025 (GGNANASAGARAN, 2018).

Para a construção de uma planta de biogás é necessário ter cuidado e seguir alguns passos antes de qualquer ação. Dentro destes primeiros passos, temos o arranjo tecnológico. Este arranjo de um projeto de biogás é a forma de estruturar ou dispor do conjunto de processos e tecnologias que envolvem uma planta de biogás, sendo organizados para que o projeto seja economicamente viável e com o maior nível de conhecimento técnico agregado. Por isso, este arranjo é elaborado de acordo com a necessidade de cada projeto, levando em consideração o cenário social, econômico e ambiental do empreendimento a ser construído (CIBIOGÁS, 2020).

Segundo a mesma instituição, os projetos de biogás possuem aspectos que precisam ser levados em consideração quando comparado com outras classes de empreendimentos, como o tipo de matéria-prima (fonte) e investimento (tecnologia) que precisam ser utilizados ao analisar a eficiência energética desejada. Além disso, um estudo de viabilidade econômica oferece a base para a avaliação do projeto.

Com isso, é necessário a utilização de indicadores de viabilidade econômica para chegar à conclusão se o empreendimento é viável ou não, além de estimar e prever situações financeiras no futuro. Os métodos mais comuns para avaliação de viabilidade de um projeto são por meio dos indicadores Payback Simples, Payback Descontado, o Valor Presente Líquido (VPL) e a Taxa Interna de Retorno (TIR).

Valor Presente Líquido: O VPL é a diferença de quanto recebe-se do projeto (valor presente) e o quanto foi investido no projeto, na mesma data dos fluxos de caixa. Neste sentido, o VPL deve ser maior do que 0 para que o investimento seja viável.

Taxa Interna de Retorno: A TIR é uma medida relativa, expressa em porcentagem, que demonstra o quanto rende um projeto de investimento, ao se considerar o período analisado (KARELLAS, BOUKIS e KONTOPOULOS, 2010).

Taxa Mínima de Atratividade (TMA): É a taxa que representa o mínimo que um investimento deve remunerar para que seja considerado viável economicamente. Esta medida também pode representar a taxa máxima a ser aceita em um empréstimo ou financiamento para concluir o assentamento final do projeto. Finalmente, para que se invista em uma proposta de sistema de biogás, o critério é que a TIR seja maior, ou no mínimo, igual à TMA (CIBIOGÁS, 2020).

Payback: É o tempo de retorno do capital investido, ou seja, o tempo necessário para que o projeto consiga quitar as dívidas de implementação. Para calcular o *payback* simples basta somar os valores dos fluxos de caixa auferidos, período a período, até que a soma se iguale ao valor inicial de investimento. Já para o *payback* descontado, considera-se os fluxos de caixa auferidos descontados (trazidos a valor presente pela TMA estipulada), para então, verificar em que período a soma dos fluxos de caixa se igualem ao investimento para implementação do empreendimento (KARELLAS, BOUKIS e KONTOPOULOS, 2010).

4.4.1 Composição do biogás e redução da poluição

O biogás consiste em dois componentes principais: metano (CH₄) (50-80%) e dióxido de carbono (CO₂) (20-50%). Outros componentes incluem ácido sulfídrico (ou sulfeto de hidrogênio) (H₂S) (50-5000 ppm), nitrogênio (N₂) (1-4%), amônia (NH₃) (0-300 ppm), oxigênio (O₂) (menos de 1%) e umidade (2-5% dependendo da massa) (KOONAPHAPDEELERT et al., 2020). A utilização do biogás como combustível e fonte renovável de energia vem, primariamente, do metano presente em sua composição, pois este gás é estável em baixas temperatura (0 °C) e pressão atmosférica (1 atm). A Tabela 6 mostra produção de calor dos diferentes componentes e composições do biogás, evidenciando a habilidade deste gás em substituir os combustíveis fósseis no transporte e geração de energia elétrica, como reportado por Walsh et al. (1988).

Tabela 6. Propriedades do biogás em pressão atmosférica e temperatura 0 °C.

Composição do biogás	(CH ₄)	(CO ₂)	(H ₂)	(H ₂ S)	60% CH ₄ , 40% CO ₂	65% CH ₄ , 34% CO ₂ , 1% outros
Poder calorífico (MJ/m ³)	35.64	-	10.8	22.68	21.6	24.48
Taxa de ignição (% ar)	5-15	-	4-80	4-45	6-12	7.7-23
Temperatura de ignição (0 °C)	650-750	-	585	-	650-750	650-750
Densidade (kg/m ³)	0.72	1.98	0.09	1.54	1.2	1.15
Capacidade calorífica	1.6	1.6	1.3	1.4	1.6	1.6

Fonte: Adaptado de KOONAPHAPDEELERT et al., 2020.

Em relação a diminuição da poluição, o estudo desenvolvido por Satyawali e Balakrishnan (2008) apontou que a produção do biogás a partir de resíduos orgânicos industriais, pode promover a redução de até 80% da DQO em corpos hídricos. Com isso, evidencia-se a diminuição dos impactos negativos do resíduo da digestão anaeróbia no meio ambiente quando comparado com os resíduos descartados em local inadequado logo após processamento industrial. Segundo Koonaphapdeelert et al. (2020), cada quilograma de matéria orgânica removida de corpos d'água, pode produzir 0,3 - 0,5 Nm³ de biogás. Ainda, o uso de biogás ao invés de combustíveis fósseis traz benefícios sustentáveis, ao passo que a energia gerada por 1 Nm³ de biogás poderia substituir 0,046 Nm³ de GLP, 0,067 Nm³ de gasolina, 0,055 Nm³ de óleo diesel ou 1,2-1,4 kWh de energia elétrica (KOONAPHAPDEELERT et al., 2020).

4.4.2 Sistemas de digestão de biogás e parâmetros operacionais

Na digestão de um estágio, a digestão anaeróbia ocorre em um tanque, enquanto a digestão de dois estágios envolve duas fases para o processo microbiológico ser completado (VANDEVIVERE, DE BAERE e VERSTRAETE, 2003; CALLANDER e BARFORD, 1983). O processo de dois estágios proporciona uma digestão otimizada que, eventualmente, garante maiores produções de biogás (WEILAND, 2015). A digestão de um estágio é favorável para a escala industrial por conta da sua facilidade operacional, maior custo-benefício e menor quantidade de problemas técnicos, enquanto a digestão de dois estágios é conduzida em plantas piloto de escalas laboratoriais (BAL e DHAGAT, 2001).

Em digestores secos, o substrato geralmente consiste em 20-40% de matéria seca, no entanto, digestores molhados possuem um substrato com menos de 20% de matéria seca (VANDEVIVERE, DE BAERE e VERSTRAETE, 2003). Ademais, digestores com substrato seco são menos consumidores de energia laboral do que os digestores com substrato molhados. Além disso, digestores em batelada, contínua com substrato seco e de um estágio são utilizados para diferentes tipos de substratos (SHAH et al., 2015).

Em digestores de batelada, o substrato é colocado apenas uma vez por um intervalo específico de tempo e então o digestor é selado até completa degradação da matéria orgânica (BARNETT, PYLE e SUBRAMANIAN, 1978). Em digestores contínuos, o substrato é continuamente colocado dentro do digestor de forma regular. O sistema de digestão é influenciado por vários fatores como pH, temperatura, taxas orgânicas de carregamento (OLR), tempo de retenção hidráulico (HRT), atividade microbiana, pressão, nutrientes, equilíbrio químico e outros (OHIMAIN e IZAH, 2014; ABDURAHMAN e AZHARI, 2013). Estes fatores podem ser agrupados em ambientais (por exemplo, temperatura e pH) e fatores internos (por exemplo, HRT e OLR). Segundo Qyyum et al. (2019), HRT é, geralmente, usado para determinar o tempo que certo substrato existe em um biorreator. Além disso, OLR é definido como a quantidade de matéria orgânica que precisa ser tratada por certo volume de digestor anaeróbio em um certo período (NAYONO, 2010). Por isso, pouco HRT produz maiores taxas de produção de biogás, mas menor eficiência de degradação da matéria orgânica. Quando a OLR aumenta ou o HRT diminui, a produção de metano intensifica (POH e CHONG, 2009). Assim, o desafio

tecnológico para melhorar os sistemas de digestão anaeróbios reside em escolher e controlar os fatores ambientais e internos.

Em relação aos parâmetros operacionais nos digestores anaeróbios, a digestão anaeróbia pode operada em condições mesofílicas (35-42 °C) e termofílicas (46-60 °C), dependendo do objetivo (SCHNURER, 2016). A atividade dos metanogênicos depende da temperatura da digestão anaeróbia. Com isso, pequenas flutuações na temperatura (± 3 °C) sob condições mesofílicas não terá grande variação na população de microrganismos. No entanto, pequenas diferenças na temperatura irão afetar o crescimento de arqueas metanogênicas termofílicas (QYYUM et al., 2019).

Além disso, digestão anaeróbia sob condições termofílicas é, geralmente, mais rápida e mais eficiente (baixo HRT), mas a diversidade de metanogênicos torna-se baixa (WEILAND, 2015). Segundo o mesmo autor, uma alta temperatura pode levar a produção da forma indissociável de amônia, que age como um inibidor em concentrações 0,08 g/L ou mais.

Somado a isso, o pH ótimo para o processo digestão anaeróbia é, entre, 6,5 e 7,5 (SCHNURER, 2016). Aumento na concentração de ácidos graxos voláteis (VFAs) durante o processo, diminui o pH, enquanto o aumento no pH é causado pela acumulação de NH_3 (QYYUM et al., 2019). Ademais, processos de digestão anaeróbia abaixo de pH 6 ou acima de 8,5 será inibido.

Notavelmente, inibição causada por acumulação de VFAs é maior para a forma indissociável dos ácidos propiônico e butírico do que para o ácido acético (WEILAND, 2015). Portanto, é necessário manter constante controle sobre a temperatura e pH em uma faixa ótima para atingir maior crescimento microbiano. Além disso, para se obter uma população microbiana estável no substrato do digestor, constante adição de macro (C, N, P e S) e micronutrientes (Fe, Ni, Co, Se, Mo e W) é necessário (WEILAND, 2015).

Juntamente á isso, a composição dos sólidos totais, estado (líquido, sólido ou semissólido) e OLR são parâmetros chave para se ter a melhor escolha de digestor. Uma operação estável de digestão pode ser conseguida com pouco OLR e mantendo a taxa de alcalinidade intermediária (IA) e alcalinidade parcial (PA) em menor ou igual à 0.3 (SCHNURER, 2016).

4.4.3 Limpeza do biogás

Alguns dos gases presentes do biogás podem causar impactos negativos no equipamento pós-produção como H₂O (corrosão de parafusos e dutos por formação de ácidos, danos à instrumentos causado por condensação, congelamento em alta-pressão e baixa temperatura), H₂S (corrosão por reação com H₂O formando ácido sulfúrico, formação de SO_x como resultado de combustão, formação de misturas inflamáveis), CO₂ (corrosão de partes metálicas, diminui a capacidade calorífica do biogás), NH₃ (corrosão por conta da formação de base quando dissolvida em H₂O), O₂ e N₂ (reduz a taxa de liquefação do biometano, diminui a capacidade calorífica do biogás), siloxanos (formação de SiO₂ e quartzos microcristalinos, abrasão), poeira (entupimento em compressores, exaustores e ventiladores) e Cl⁻ e F⁻ (corrosão) (KHAN et al., 2017; RYCKEBOSCH, DROUILLON e VERVAEREN, 2011; STRAUCH, KRASSOWSKI e SINGHAL, 2013).

A concentração dessas substâncias depende do substrato do qual o biogás foi produzido (YANG et al., 2014). Além disso, essas impurezas devem ser removidas do biogás de acordo com o objetivo ao qual será utilizado (PELLEGRINI et al., 2015). Diferentes tecnologias para a limpeza do biogás estão disponíveis no mercado. As técnicas a serem utilizadas dependem das concentrações dos gases do biogás a ser purificado, do nível de pureza esperado, a eficiência do processo e o custo dos processos (QYYUM et al., 2019).

Remoção de H₂O: As técnicas usualmente aplicadas para remoção de água são condensação, adsorção e absorção. Ao se aumentar a pressão e/ou diminuir a temperatura, a água condensa do biogás, e então, pode ser removida por equipamentos específicas para retirar a umidade. Além disso, secagem física é, geralmente, usada como um pré-tratamento antes de outras técnicas (RYCKEBOSCH, DROUILLON e VERVAEREN, 2011). Juntamente á isso, o processo mais comum é a adsorção em SiO₂, carvão ativado ou peneiras moleculares (SUN et al., 2015). Esses materiais são regenerados pelo aquecimento e/ou por mola de pressão.

Remoção de H₂S: As técnicas disponíveis no mercado para remoção de H₂S podem ser classificadas em duas categorias: remoção durante digestão e remoção depois da digestão (RYCKEBOSCH, DROUILLON e VERVAEREN, 2011). Nos digestores, H₂S pode ser removido por injeção de ar ou adição de cloretos de ferro (QYYUM et al., 2019). No caso da remoção depois da digestão, dessulfurização pela reação com óxido de ferro ou hidróxido, adsorção em carvão ativado (geralmente

impregnado com KI ou H₂SO₄ para aumentar a taxa de reação) e absorção com líquidos (por exemplo, solução de NaOH diluído, solução de FeCl₂, solução de Fe(OH)₃ e solução catalisadora de Fe(III)-EDTA) vem dominando o mercado (RYCKEBOSCH, DROUILLON e VERVAEREN, 2011). Além disso, maiores atenções estão sendo voltadas para métodos biotecnológicos para a degradação biológica de H₂S, assim como para os processos físico-químicos com processos biotecnológicos (por exemplo, processo THIOPAQ®).

Remoção de siloxanos, oxigênio, nitrogênio e amônia: Siloxanos podem ser removidos por meio da adsorção em carvão ativado, alumínio ativado, gel sílica, peneiras moleculares ou “tortas” de polímeros (KHAN et al., 2017). Além disso, ao se resfriar o biogás em -25 °C permite a retirada de 26% de siloxanos e resfriando até -70 °C permite uma retirada de até 99% (SUN et al., 2015). Somado a isso, um processo de absorção usando solvente orgânico não-volátil também foi reportado (ACCETTOLA, GUEBITZ e SCHOEFTNER, 2008). Em relação ao oxigênio e nitrogênio, estes gases podem ser removidos pela adsorção com carvão ativado, peneiras moleculares ou membranas (YANG et al., 2014; SUN et al., 2015). Também podem ser removidos, em pequenas porcentagens, durante os processos de dessulfurização. A amônia é, usualmente, separada quando o biogás é desidratado ou purificado para biometano.

4.4.4 Biometano

Biometano é o gás que resulta do processo de purificação do biogás. Este processo caracteriza-se por diminuir os níveis de dióxido de carbono, sulfeto de hidrogênio, umidade e outros gases da composição, resultando num biogás com maior concentração de metano. Segundo Koonaphapdeelert et al. (2020), o biometano é, às vezes, chamado de Gás Natural Renovável (RNG), e se comprimido para uso automotivo, passa-se a se chamar Gás Biometano Comprimido (CBG). Ainda, segundo este autor, o biometano é comparável ao Gás Natural Veicular (GNV), que é derivado do gás natural. O gás natural é um combustível fóssil não-renovável composto, principalmente, por metano (CH₄ - 70-98%) e alguns traços de outros elementos como etano, propano, butano e gases inertes como dióxido de carbono, nitrogênio e hélio (MACHADO et al., 2020).

De acordo com Nakicenovic N et al. (2000), as emissões dos gases efeito estufa deveria ser reduzida para a metade das emissões globais de 1990. Para isso, a produção

de energia europeia, com o biogás, chegou ao equivalente à 6 milhões de barris de petróleo em 2007, sendo a União Europeia a maior produtora de biogás do mundo, somando quase 60% da produção mundial (RABONI e URBINI, 2014). Segundo Koonaphapdeelert et al. (2020), a produção de biogás vem aumentando desde 2012 nos cinco continentes, tendo uma projeção de continuidade de aumento para os próximos dois anos, como mostra a Figura 6.

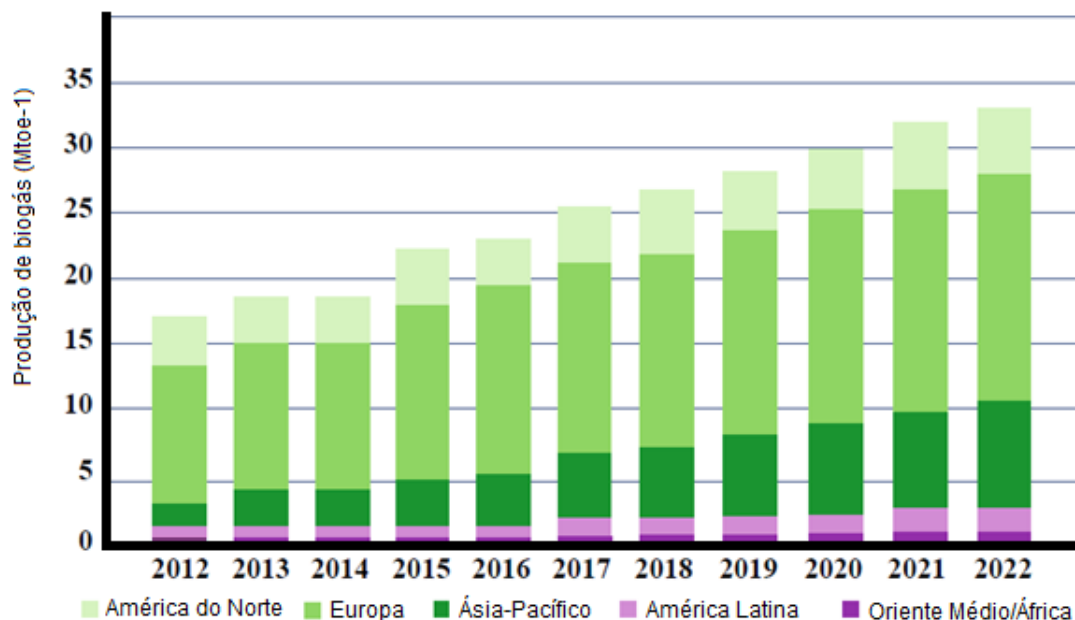


Figura 6. Tendência de produção de biogás ao redor do mundo, até 2022.

Fonte: Adaptado de KOONAPHAPDEELERT et al., 2020.

*Mtoe⁻¹ (Million tons of oil equivalent) = Milhões de toneladas de óleo equivalente.

A produção de biometano na Europa foi, drasticamente, aumentada de 745 GWh em 2011 para 17,264 GWh em 2016 (EBA, 2018). Em 2016 apenas, a produção de biometano europeu cresceu em 4971 GWh (+40%). O melhor desenvolvimento na produção de biometano em 2016 foi observado na Alemanha (+900 GWh), França (+133 GWh) e Suécia (+78 GWh) (QYYUM et al., 2019). Segundo o mesmo autor, atualmente a Alemanha tem o maior número de plantas operacionais de biogás (10.000) que produzem 100 TWh de CH₄.

4.5 Microrganismos metanogênicos

Os microrganismos anaeróbios capazes de realizar metanogênese pertencem ao Reino *Euryarchaeota*, no domínio *Archaea* (WOESE et al., 1990). Estes seres vivos são

caracterizados pela sua habilidade de produzir metano sob condições anaeróbias, além de possuir um metabolismo que permite aos metanogênicos um conjunto de rotas enzimáticas únicas, assim como coenzimas e cofatores que não são encontrados em outros organismos (DANIELS, 1993).

Os organismos metanogênicos são responsáveis pelo passo final da digestão anaeróbia da matéria orgânica, a qual consiste em quatro etapas principais, que são: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (GRIFFIN et al., 1998) (Figura 7).

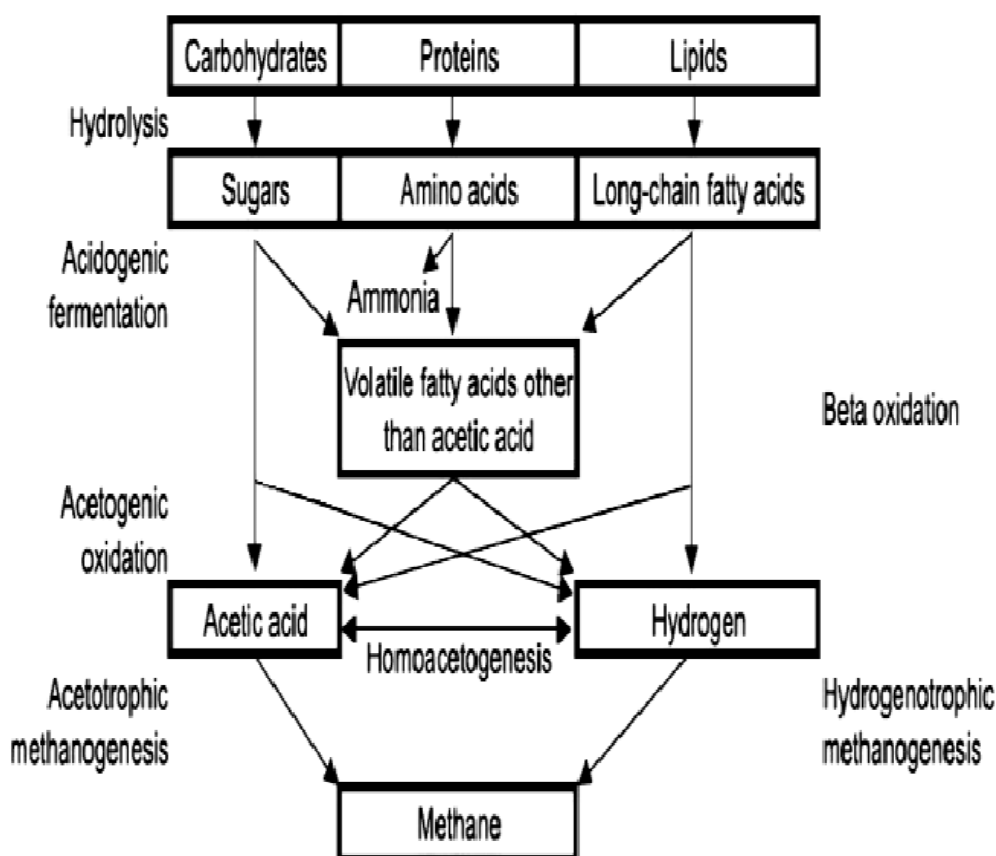


Figura 7. Etapas da digestão anaeróbia.

Fonte: Mamun e Torii (2015).

No primeiro estágio da digestão anaeróbia, grupos bacterianos (acidogênicos e acetogênicos) quebram os resíduos em ácidos graxos mais simples (LIU et al., 2004). No segundo estágio, um grupo diferente de microrganismos (metanogênicos) consome os ácidos orgânicos produzidos pelos acidogênicos e acetogênicos, gerando biogás como subproduto metabólico (TABATABAEI et al., 2010). Geralmente, os grupos bacterianos crescem e se adaptam muito mais rapidamente que os metanogênicos, para

que se tenha maior disponibilidade de substrato no meio (DEMIRBAS et al., 2006). Por isso, seus habitats naturais são nichos anaeróbios, como intestino de ruminantes, sistema digestivo humano, arrozais, sedimentos marinhos, lagoas e algumas lagoas de sal (JONES et al., 1987; ZINDER, 1993).

De acordo com Costa e Leigh (2014), os microrganismos metanogênicos podem ser classificados, quanto à sua rota metabólica, em: hidrogeno tróficos e metil tróficos. Os hidrogeno tróficos (termo para se referir aos metanogênicos que são restritos à redução de CO_2 usando H_2 ou outro doador alternativo de elétrons) são representados por cinco ordens e quase todas as espécies de metanogênicos necessitam da redução de CO_2 para CH_4 (THAUER et al., 2008; SAKAI et al., 2008). Os metis tróficos são representados pela ordem *Methanosarcinales*, no entanto, mesmo que muitos deste grupo sejam capazes de reduzir CO_2 para CH_4 , este grupo é caracterizado por gerar CH_4 a partir de variados compostos à base de metil ou grupo metil do acetato (COSTA e LEIGH, 2014).

Mais especificamente, a metanogênese pode ocorrer a partir do CO_2 , compostos metil ou acetato. A Figura 8 ilustra a rota metabólica a partir do acetato. Ainda segundo Costa e Leigh (2014), na metanogênese a partir de CO_2 , primeiramente, o CO_2 é reduzido para um grupamento formil ligado covalentemente ao transportador de moléculas metanofurano (MFR). O grupo formil é, então, transferido para o carregador tetrahidrometanopterin (H₄MPT) e após uma desidratação, o resultado é uma ciclização para gerar metenil-H₄MPT. O grupo metenil sofre uma redução para grupamento metileno, e uma outra redução para grupamento metil. O grupo metil é transferido para um terceiro carregador – sulfidril coenzima M (HS-CoM) – concomitantemente com a exportação de Na^+ através da membrana celular (GOTTSCHALK e THAUER, 2001). Após, o grupamento metil é finalmente reduzido para CH_4 pela oxidação da HS-CoM juntamente com outra sulfidril coenzima B (HS-CoB), gerando o heterodissulfeto CoM-S-S-CoB. O heterodissulfeto é então reduzido para regenerar a HS-CoM e HS-CoB (COSTA e LEIGH, 2014).

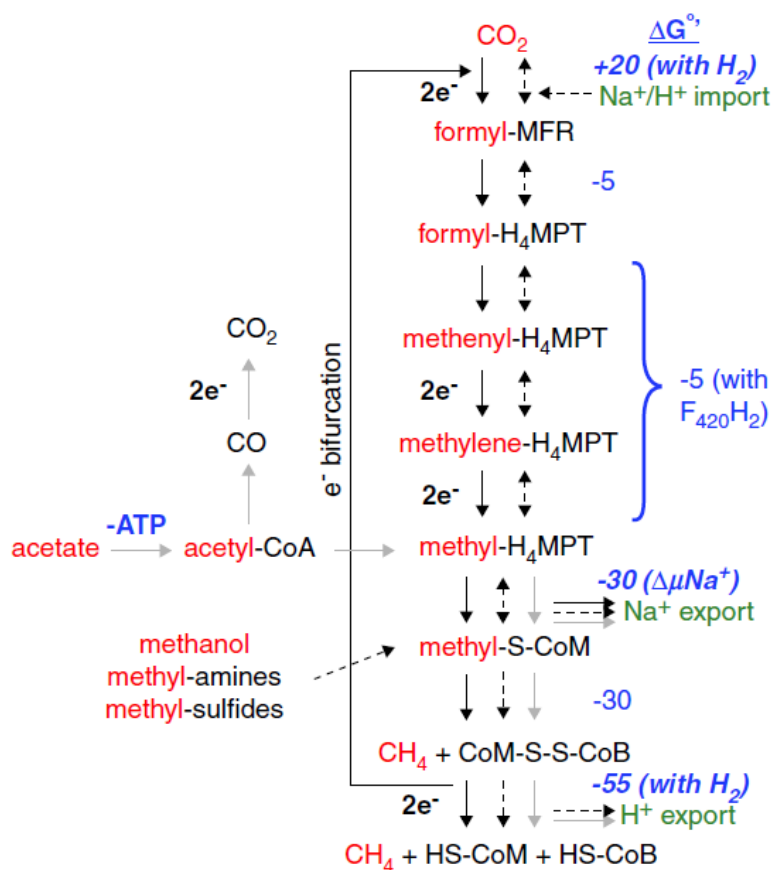


Figura 8. Rotas metabólicas da metanogênese.

Fonte: Adaptado de Costa e Leigh (2014).

Reações dos hidrogênio trófico (linhas pretas sólidas), metil trófico (linhas pretas tracejadas) e acetoclástico (linhas cinzas) são mostradas. Todas as rotas compartilham as reduções da metil-S-CoM e CoM-S-S-CoB. Na rota dos metil trófico, quatro compostos metilados entram no nível da metil-S-CoM e um é oxidado para gerar elétrons a serem usados na redução dos outros três. Na metanogênese acetoclástica, o carbono metil do acetato entra no nível do metil- H_4 MPT e é reduzido à metano usando elétrons da oxidação do carbono carboxílico. O número de elétrons transferidos em cada reação redox é listado ao lado das setas apropriadas. Números em azul são os resultados energéticos de cada reação (ΔG° , kJ/mol). Números em negrito italicizados são para as reações importantes para a conservação de energia ou depleção de energia. MFR (metanofurano); H_4 MPT (tetrahidrometanopterin); HS-CoM (coenzima M); HS-CoB (coenzima B); $F_{420}H_2$ (forma reduzida da coenzima carregadora de elétrons F_{420}). Os valores de ΔG estão de acordo com Thauer et al. (2008) e Kaster et al. (2011).

Além disso, segundo os mesmos autores, na metanogênese a partir de metanol, metilaminas ou metil-sulfetos, os substratos entram na rota como metil-S-CoM, também

mostrado na Figura 8. Elétrons para a redução da metil-S-CoM para CH₄ vem do H₂ ou da oxidação de outro metil-S-CoM para CO₂ (metilo desproporção). Na metanogênese a partir de acetatos, o grupamento metil entra na rota como metil-H₄MPT, e o carbono carboxílico é oxidado para prover elétrons para a redução do metil (metanogênese acetoclástica). O CO pode ser oxidado para CO₂, fornecendo elétrons para a metanogênese ou pode ser convertido em acetil-CoA, levando à um metabolismo, parcialmente, acetogênico (ROTHER e METCALF, 2004; LESSNER et al., 2006).

Digestores de esgoto e outros reatores para produção de biogás são ambientes artificiais para os metanogênicos, dos quais muitas cepas produtoras de metano já foram isoladas (JONES et al., 1987; MLADENOVSKA, 1997). Além disso, estes microrganismos podem ser encontrados em temperaturas de 20 °C até 98 °C (SOWERS, 1995; HOLT et al., 1994). Ainda, quando comparado com o etanol ou outros biocombustíveis líquidos, o biometano é facilmente separado da fase líquida, o que contribui para a redução do custo do processo de produção (LU et al., 2009).

Filogeneticamente, os metanogênicos são divididos em cinco ordens, de acordo com Boone et al. (1993): *Methanobacteriales*, *Methanococcales*, *Methanosarcinales*, *Methanopyrales* e *Methanomicrobiales*. A árvore filogenética baseada no rRNA 16S é mostrada na Figura 9.

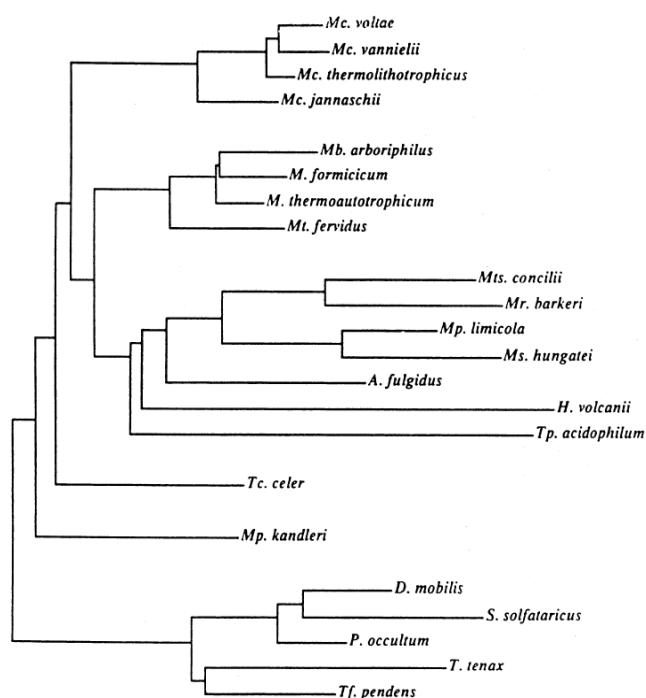


Figura 9. Árvore filogenética representativa para *Archaea*, baseada em sequências rRNA 16S.

Fonte: Adaptado de LANGE et al. (2001).

Abreviações genéricas são: Mc., *Methanococcus*; Mb., *Methanobrevibacter*; M., *Methanobacterium*; Mt., *Methanothermus*; Mts., *Methanosaetea*; Mr., *Methanosarcina*; Mp., *Methanoplanus*; Ms., *Methanospirillum*; H., *Haloferax*; A., *Archaeoglobus*; Tp., *Thermoplasma*; Tc., *Thermococcus*; D., *Desulfurococcus*; S., *Sulfolobus*; P., *Pyrodictium*; T., *Thermoproteus*; Tf., *Thermophilum*.

Além disso, segundo o mesmo autor, as diferenças dos metanogênicos em comparação com as bactérias verdadeiras se estendem para a presença de lipídios na membrana celular compostos por isoprenóides ligados à glicerol ou outros carboidratos por ligação éter e sequências distintas de RNA ribossomal. Este grupo ainda inclui alguns halófilos extremos e termófilos extremos, microrganismos enxofre-dependente como reportado por Woese (1987), e é filogeneticamente distinto de eucariotos e bactérias verdadeiras.

A Figura 10 apresenta uma classificação para o reino *Archaea*, como reportado por Demirel e Scherer (2011), a qual apresenta apenas quatro ordens: *Methanobacteriales*, *Methanococcales*, *Methanomicrobiales* e *Methanosarcinales*. Estas divergências na classificação podem ser fundamentadas nas diferentes estruturas moleculares que cada espécie apresenta, além da morfologia e produção de metabólitos (TABATABAEI et al., 2010).

Figura 10. Classificação das Arqueas metanogênicas.

Class I. Methanobacteria	Order I. Methanobacteriales	Family II. Methanothermaceae	Genus I. Methanobacterium Genus II. Methanobrevibacter Genus III. Methanosphaera Genus IV. Methanothermobacter
		Family II. Methanothermaceae	Genus I. Methanothermus
Class II. Methanococci	Order I. Methanococcales	Family I. Methanococcaceae	Genus I. Methanococcus Genus II. Methanothermococcus Genus I. Methanocaldococcus
		Family II. Methanocaldococcaceae	Genus II. Methanotorris
	Order I. Methanomicrobiales	Family I. Methanomicrobiaceae	Genus I. Methanomicrobium Genus II. Methanoculleus Genus III. Methanofollis Genus IV. Methanogenium Genus V. Methanolacinia Genus VI. Methanoplanus
Class III. Methanomicrobia	Order I. Methanomicrobiales	Family II. Methanocorpusculaceae	Genus I. Methanocorpusculum
		Family III. Methanospirillaceae	Genus I. Methanospirillum
	Order II. Methanosarcinales	Family I. Methansarcinaceae	Genus I. Methanosarcina Genus II. Methanococcooides Genus III. Methanohalobium Genus IV. Methanohalophilus Genus V. Methanolobus Genus VI. Methanomethylovorans Genus VII. Methanimicrococcus Genus VIII. Methanosalsum
		Family II. Methanosaetaceae	Genus I. Methanosaeta

Fonte: Adaptado de TABATABAEI et al., 2010.

Enfim, há de se destacar que a ordem das *Methanosarcina* é bem conhecida pela literatura, pois consegue degradar mais de um substrato, por exemplo, acetato, H₂, CO₂, CO, metanol, mono-, di- e tri-metilaminas para produzir metano (BRYANT e BOONE, 1987).

Em alguns aspectos da biologia molecular, como o aparato de transcrição, os metanogênicos são mais próximos de *Eukarya* do que de *Bacteria*, enquanto outros elementos destes microrganismos (e das Arqueas, em geral) são mais próximos de *Bacteria* do que de *Eukarya*, pelo fato de serem procariontes (Tabela 7).

Tabela 7. Elementos de *Archaea*, *Bacteria* e *Eukarya*.

	Archaea	Bacteria	Eukarya
<i>Genoma</i>	Circular simples	Circular simples	Múltiplo linear
<i>Elementos extra-cromossomais</i>	Sim	Sim	Sim
<i>Operons</i>	Sim	Sim	Não
<i>Ribossomos</i>	70S, sensível à toxina da difteria	70S, resistente à toxina da difteria	80S, sensível à toxina da difteria
<i>Membrana celular</i>	Ligação do éter entre glicerol e isopreno	Ligação do éster entre ácidos graxos e glicerol	Ligação do éster entre ácidos graxos e glicerol
<i>Formação de esporo</i>	Ausente	Presente em alguns	Ausente

Fonte: Adaptado de LANGE et al. (2001).

Em relação aos genomas dos metanogênicos, destaca-se que os genomas completos, ou *clusters* de genes, provaram que técnicas de sequenciamento padrão são totalmente aplicáveis a estes microrganismos juntamente com técnicas como *Northern blotting* e *Southern blotting*. Consequentemente, a metanogênese é uma das primeiras rotas metabólicas elucidadas para comparação a nível genético (REEVE et al., 1997).

No que se refere ao RNA ribossomal, a maioria das espécies dos metanogênicos foram descritas desde que as sequências de rRNA 16S foram introduzidas como ferramenta filogenética para este grupo (LANGE et al., 2001). Alguns métodos quantitativos de análise foram desenvolvidos como a RT-PCR quantitativa e FISH quantitativo para se investigar os metanogênicos (YU et al., 2005; HORI et al., 2006;

TABATABAEI et al., 2009). Portanto, os metanogênicos são bem caracterizados na literatura (BALCH et al., 1979; BOONE et al., 1993; SPRINGER et al., 1995). Além disso, análises como polimorfismo de comprimento do fragmento de restrição (RFLP) e polimorfismo de conformação de fita simples (SSCP) na região variável do rRNA 16S foram aplicadas para ajudar a classificar as cepas metanogênicas das Arqueas (DAFFONCHIO et al., 1998). Tabatabaei et al. (2009) também demonstrou que ao se empregar FISH combinado com eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE) de impressão digital comunitária e análises de clonagem/sequenciamento foi possível estudar, com sucesso, a população metanogênica dominando um substrato em particular.

Investigações filogenéticas dos metanogênicos baseadas em mRNA ou DNA já foram tentadas por Springer et al. (1995) quando um fragmento de 490-pb da subunidade A do gene codificando para a coenzima metil M (CoM) redutase (*mcrA*), que está envolvida no passo final da síntese CH₄ e uma das mais conhecidas enzimas catabólicas entre os anaeróbios, foi sequenciada em 25 membros da família *Methanosarcinaceae*. Quanto à transcrição de genes destes microrganismos, as subunidades estruturais das RNA polimerases das Arqueas são mais similares àquelas em *Eukarya* do que às polimerases bacterianas, no entanto, tanto *Bacteria* quanto *Archaea* tem apenas uma polimerase (BULT et al., 1996; SMITH et al., 1997; THOMM et al., 1989).

Os fatores transcricionais das arqueas não são espécie-específicos, mas funcionais em outras *Archaea*, além de um alto grau de conservação dentro deste grupo de moléculas ter sido reportado entre *Archaea* e *Eukarya* (THOMM, 1996). A transcrição *in vitro* é uma técnica muito funcional, sendo aplicada desde a década de 90 (KNAUB e KLEIN, 1990; THOMM et al., 1992). Ademais, diferentes fatores transcricionais, incluindo o fator TATA de iniciação de ligação, foram identificados em genomas totalmente sequenciados de metanogênicos (SMITH et al., 1997; BULT et al., 1996).

Vários genes de organismos metanogênicos foram isolados, sequenciados e analisados por conta da habilidade de complementar mutações em *Escherichia coli*, pelo fato de as proteínas correspondentes serem membras, por exemplo, das rotas de biossíntese dos aminoácidos ou purinas (REEVE, 1993). Ainda, grande quantidade de genes originados de metanogênicos foram replicados em vetores clonados de *E. coli* para propósitos de sequenciamento (BULT et al, 1996; SMITH et al., 1997; HOFMAN-BANG et al., 1999). Em contrapartida, algumas incompatibilidades na expressão gênica

de metanogênicos podem acontecer, pelo fato da estrutura do gene, sequências ou uso de códon não serem exatamente idênticas ao vetor utilizado (LANGE et al., 2001).

4.6 Aproveitamento de resíduos vitivinícolas para geração de biogás

O gerenciamento de resíduos na indústria vitivinícola mostra-se importante ao passo que maiores quantidades de matéria-prima vão sendo produzidas para atender à demanda do mercado. Assim, é extremamente necessário que pesquisas científicas, com utilização de bagaço de uva, sejam conduzidas a fim de proporcionar maiores detalhes para o bom manejo destes resíduos.

Neste sentido, o estudo desenvolvido por Gopinathan e Vivek (2016) apresentou resultados promissores para a produção de biogás a partir do bagaço de uva. Segundo o estudo, ao compararem a produção de biogás entre o controle (esterco de vaca fresco + água) e o bagaço de uva (bagaço + esterco de vaca fresco + água), sob as mesmas condições operacionais, os resultados encontrados foram de 0 L e 4,26 L, respectivamente, em um período de 10 dias. Isso se deve ao fato da presença de vários açúcares solúveis do bagaço, como frutose, sacarose e glicose que possibilitam o crescimento e proliferação de bactérias e arqueas metanogênicas.

Ainda, de acordo com o mesmo estudo, o bagaço de uva com pH ajustado para a neutralidade, teve uma produção cumulativa de 10,38 L quando comparado com o controle que foi 4,26 L, evidenciado na Figura 11.

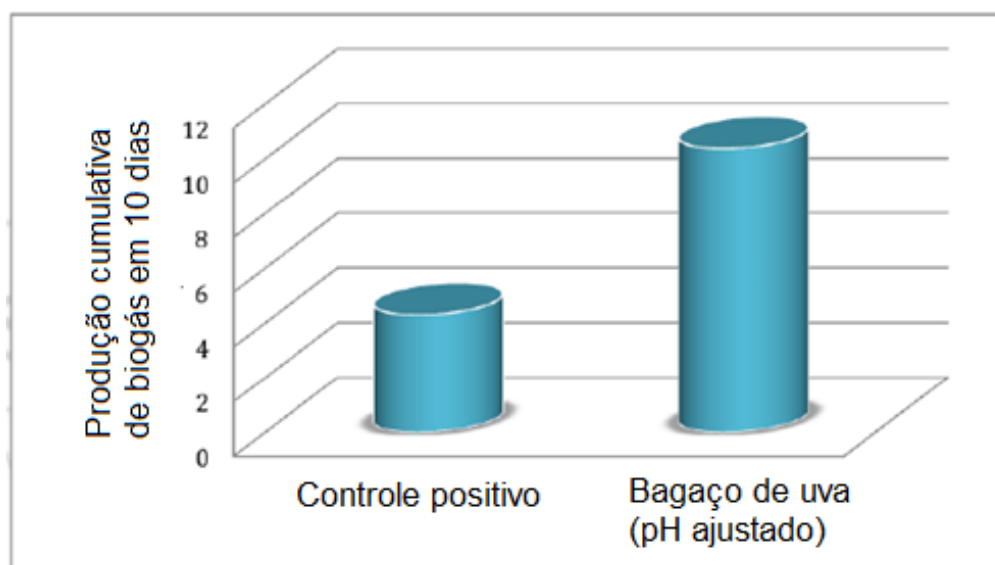


Figura 11. Comparação de produção de biogás entre o controle positivo e o bagaço de uva com pH ajustado, durante 10 dias.

Fonte: Adaptado de GOPINATHAN e VIVEK, 2016.

Em relação aos íons metálicos, é de suma importância salientar o papel estimulatório na rota metabólica durante o processo fermentativo por bactérias metanogênicas. Segundo Gopinathan e Vivek (2016), elementos traço para a digestão anaeróbia incluem ferro, magnésio, cálcio, zinco, cobre e cobalto pelo fato de serem fundamentais no metabolismo microbiano. Além disso, os autores mencionam que o acetato se caracteriza por ser o principal precursor de produção de metano numa digestão anaeróbia, sendo a sua utilização um fator limitante para o processo. Ainda, a rápida conversão de ácido acético para metano pela adição de ferro e magnésio já foi observada e houve, aproximadamente, 40% de aumento de volume de biogás produzido. Ademais, segundo o artigo, evidencia-se que a utilização de metais pesados são tóxicos aos micro-organismos pelo fato de haver inativação dos grupos sulfidrilo de suas enzimas que formam grupos mercaptídeos.

Já em outro estudo, El Achkar et al. (2016) estimaram a produção de biogás e metano a partir do bagaço de uva, polpa e sementes (variedade *Cabernet Franc*), em batelada alimentada, durante 30 dias. Segundo a metodologia do estudo, o inóculo utilizado tinha pH 8,1, com um conteúdo de $5,2 \pm 0,1\%$ de ST (sólidos totais), razão de $61,4 \pm 0,3\%$ de SV (sólidos voláteis) / ST e $50 \pm 0,1$ g O₂ kg⁻¹ de DQO. Na literatura é reportado que uma razão muito alta de inóculo/substrato pode evitar a ação enzimática para biodegradação, enquanto uma relação muito pequena pode ser tóxica (LIU et al., 2009; NEVES et al., 2004). Ainda, a produção cumulativa de metano durante a digestão dos diferentes substratos está disposta na Figura 12.

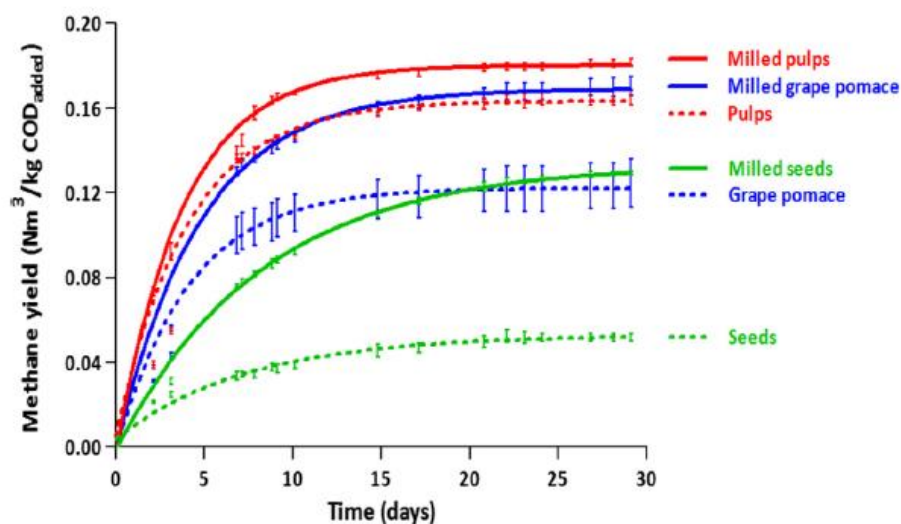


Figura 12. Produção cumulativa de metano dos substratos.

Fonte: Adaptado de El Achkar et al., 2016.

Segundo o autor, durante os primeiros 10-12 dias de experimento, a produção cumulativa de metano aumenta exponencialmente para todos os substratos, independentemente de diferentes velocidades e volumes de cada amostra utilizada. Dito isso, salienta-se que esta é a primeira fase da produção de metano, correspondendo ao material orgânico que está prontamente disponível para utilização. Após os 30 dias de experimento, um *plateau* foi alcançado, significando que a biomassa chegou à exaustão. Além disso, os autores demonstraram que a produção total de metano a partir, apenas, do inóculo (branco/controle) foi muito menor quando comparado com os outros substratos, demonstrando a grande capacidade produtiva de biogás por bagaço de uva.

Segundo o gráfico, a produção cumulativa de metano foi de $0,125 \pm 0,012$, $0,170 \pm 0,005$, $0,165 \pm 0,004$, $0,182 \pm 0,002$, $0,052 \pm 0,002$ e $0,129 \pm 0,001$ $\text{Nm}^3 \text{CH}_4 \text{ kg DQO}^{-1}$ para bagaço de uva, bagaço de uva triturado, polpa, polpa triturada, sementes e sementes trituradas, respectivamente. A produção final de metano em relação à adição de sólidos voláteis no inóculo foi $0,205$, $0,280$, $0,311$, $0,343$, $0,085$ e $0,214$ $\text{Nm}^3 \text{kg}^{-1}$ para bagaço de uva, bagaço de uva triturado, polpa, polpa triturada, sementes e sementes trituradas, respectivamente. A comparação destes resultados obtidos pelos autores provê informação detalhada sobre a produção de metano a partir destes substratos específicos.

De acordo com Dinuccio et al. (2010), ensaios realizados em batelada para mostrar a potencialidade de produção de metano a partir de bagaço de uva (variedade não-especificada), resultaram em $0,116 \text{ Nm}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}^{-1}$ de metano. Resultados alcançados por Lempereur et al. (2014) indicaram um potencial de produção de $0,165 \text{ Nm}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}^{-1}$ de metano por bagaço de uva. Outro estudo mostrou que sementes de uva tem uma produção em rede de metano de $0,253 \text{ Nm}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ SV}^{-1}$ (CARCHESIO et al., 2014).

Ainda, o gráfico mostra resultados referentes à polpa, bagaço e sementes trituradas, fazendo-se necessário explorar os efeitos da trituração, como um pré-tratamento mecânico, sobre o potencial de produção de metano dos resíduos vitícolas. Segundo Wang et al. (1999), há uma correlação positiva entre a redução do tamanho de partícula devido ao pré-tratamento mecânico, solubilização da demanda química de oxigênio e melhoramento na biodegradabilidade dos substratos com alto teor de fibras. A magnitude do efeito do pré-tratamento mecânico depende do tipo e características do substrato, além de verificar se o material solubilizado está, inerentemente, acessível para a biodegradação (CARLSSON et al., 2012).

Ademais, segundo a Figura 12, há uma limitação de biodegradação da polpa de uva, a qual poderia prover maior quantidade de metano ao longo do experimento. Isto pode ser explicado pelo fato de as polpas ainda possuírem uma cutícula no final do teste, segundo os autores do estudo. Por conta disso, propôs-se que esta cutícula cerosa é dificilmente acessada para acontecer a hidrólise ácida e constituída, basicamente, de celulose inacessível por estas enzimas (MENDES et al., 2013).

Em relação às sementes, evidencia-se que as enzimas não possuem fácil acesso ao endosperma, o qual é rico em óleos, materiais hidro carbonáceos e outros substratos, por conta da proteção grossa e dura que protege o embrião. Dessa forma, um pré-tratamento mecânico simples rompe a barreira física e permite a liberação de componentes celulares que são os principais compostos responsáveis pela demanda química de oxigênio residual no processo de digestão anaeróbia (EL ACHKAR et al., 2016). De acordo com Xu et al. (2011), o óleo contido nas sementes de uva contribui para um aumento na produção de metano e, conseqüentemente, biogás. Adicionalmente, a biodegradabilidade pode ser, drasticamente, melhorada pelo aumento da superfície de contato, além da solubilização da lignina contida nas sementes (PILLI et al., 2011).

Outrossim, de acordo com Arvanitoyannis et al. (2006) o gerenciamento de bagaço de uva, da indústria vitícola, vem sendo um problema considerável para as vinícolas, em geral. Compostos lixiviados, que neste caso são soluções de taninos e outros compostos similares, podem causar depleção do oxigênio no solo e poluição de aquíferos (FABBRI et al., 2015).

Neste sentido, segundo a mesma autora, ao se adotar a tecnologia de digestão anaeróbia, é possível produzir uma fonte de energia que pode ser utilizada como um biocombustível em plantas de “energia e calor combinados” para produção de eletricidade e calor. Além disso, o digestato produzido pode ser reutilizado como fertilizante na agricultura, apresentando vantagens em relação à compostagem e produtos finais destinados ao cultivo no campo (TAMBONE et al., 2009; TANI et al., 2006).

Assim, Fabbri et al. (2015) apresenta um estudo com um processo de digestão anaeróbia em temperatura mesofílica, para produção de biogás, aplicada ao resíduo da indústria vitícola. O monitoramento contínuo da batelada foi realizado, cujo objetivo principal foi verificar a possibilidade de construir uma metodologia de fácil aplicação, em escala laboratorial, para avaliar a performance deste processo em produzir energia deste

substrato específico. Os resíduos investigados no artigo foram das variedades *Nero Buono* e *Greco*, coletados na vinícola “Marco Carpineti Società Agricola Biologica” na cidade italiana de Cori. Quanto aos principais resultados, estes são a produção cumulativa de biogás (mL/g SV_{adicionados}) e a taxa de produção de biogás (mL/g SV_{adicionados}/dia), durante a digestão de diferentes substratos, por 34 dias até a estabilização da produção do biogás. Os resultados estão dispostos na Figura 13 (a e b).

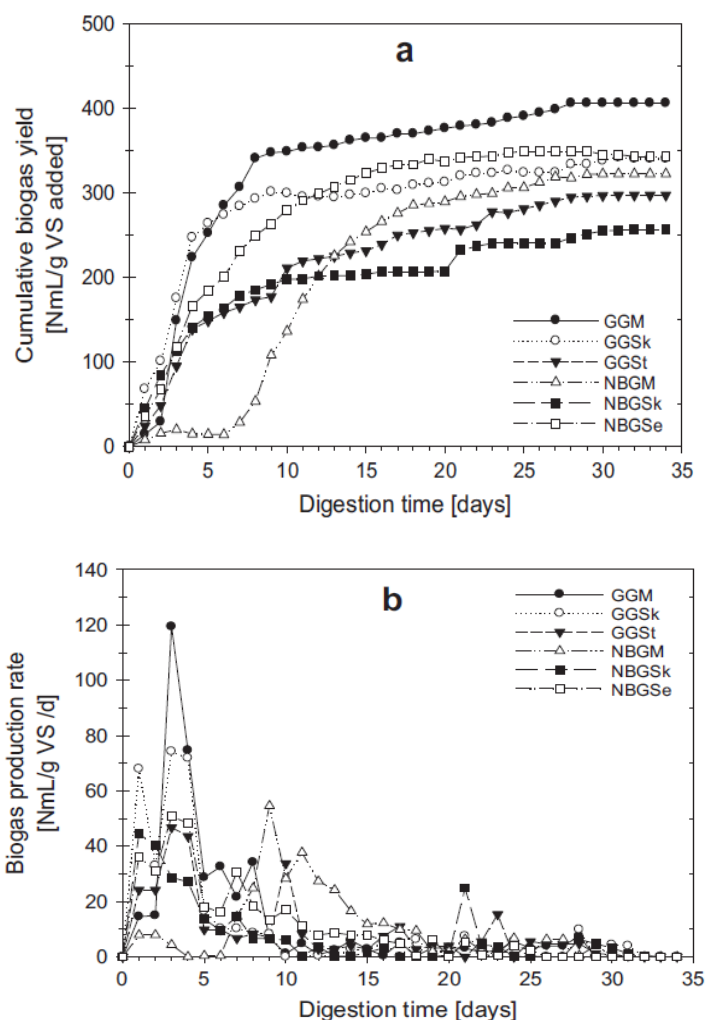


Figura 13. Produção cumulativa de biogás (a) e taxa de produção de biogás diariamente (b) para cada substrato.

Fonte: Adaptado de Fabbri et al., 2015.

Legenda - NBGM: Nero Buono Grape Marcs (bagaço de uva Nero Buono), GGM: Greco Grape Marcs (bagaço de uva Greco), GGSt: Greco Grape Stalks (talos de uva Greco), NBGSk: Nero Buono Grape Skins (pele de uva Nero Buono), NBGSe: Nero Buono Grape Seeds (sementes de uva Nero Buono); GGSk: Greco Grape Skins (pele de uva Greco).

De acordo com os gráficos a e b da Figura 13, é possível salientar que a produção de biogás começou quase que imediatamente. No caso do bagaço de uva *Greco* (GGM) e no bagaço de uva *Nero Buono* (NBGM), a produção começou depois da fase *lag* de 2 e 7 dias, respectivamente. Mais especificamente, segundo a autora, a produção de biogás (mL/g SV) aumentou até os dias 28, 32, 31, 30, 32 e 32 para bagaço de uva *Greco* (GGM), peles de uva *Greco* (GGSk), talos de uva *Greco* (GGSt), bagaço de uva *Nero Buono* (NBGM), pele de uva *Nero Buono* (NBGSk) e sementes de uva *Nero Buono* (NBGSs), respectivamente. Além disso, aproximadamente 90% da produção de biogás foi obtido nos dias de digestão 17, 19, 23, 21, 22 e 14 para GGM, GGSk, GGSt, NBGM, NBGSk e NBGSs, respectivamente. Ainda, a produção de biogás total foi de 405,65, 340,07, 296,88, 322,01, 256,04 e 342,43 mL/g SV para GGM, GGSk, GGSt, NBGM, NBGSk e NBGSs ao longo dos 34 dias de digestão.

A porcentagem de metano no biogás produzido por cada biomassa analisada no mesmo trabalho está discriminada na Figura 14.

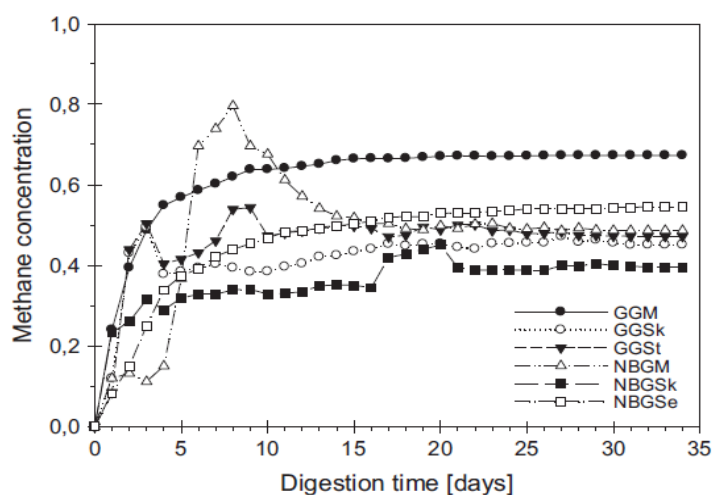


Figura 14. Tendência do teor de metano no biogás produzido por cada substrato investigado.

Fonte: Adaptado de Fabbri et al., 2015.

Legenda - NBGM: Nero Buono Grape Marcs (bagaço de uva Nero Buono), GGM: Greco Grape Marcs (bagaço de uva Greco), GGSt: Greco Grape Stalks (talos de uva Greco), NBGSk: Nero Buono Grape Skins (pele de uva Nero Buono), NBGSs: Nero Buono Grape Seeds (sementes de uva Nero Buono); GGSk: Greco Grape Skins (pele de uva Greco).

A produção de metano apresentou a mesma tendência para todas as amostras: na primeira semana os valores chegaram ao seu pico, depois houve uma estabilização, chegando numa proporção de 50% e 65%, segundo o artigo. Ao se analisar o gráfico, o

teor médio de metano no biogás produzido foi de 67,3%, 45,2%, 47,2%, 48,7%, 39,6% e 54,6% para GGM, GGSk, GGSt, NBGM, NBGSk e NBGSe, respectivamente. Além disso, a produção total de metano foi 273,08, 153,56, 140,25, 156,85, 102,28 e 186,91 mL/g SV GGM, GGSk, GGSt, NBGM, NBGSk e NBGSe, nos 34 dias de digestão, respectivamente. A maior concentração de metano no biogás, cerca de 80% foi produzida por NBGM: o valor máximo foi atingido no oitavo dia e, então, decresceu até 50%.

Em relação à produção de biogás e metano a partir de sementes de uva, mais especificamente da variedade *Neuro Buono*, a grande concentração de óleo presente no interior destas sementes explica a grande produção do gás. Segundo a autora, as sementes foram quebradas antes do experimento ter início, permitindo a saída do óleo, e então, colaborando na produção do gás. As piores taxas e produções de biogás e metano foram obtidas pelos talos de uva. Tal resultado pode estar relacionado com o alto conteúdo de lignina nestes substratos que é degradada durante a digestão anaeróbia (ANGELIDAKI e AHRING, 2000).

Valores reportados por Araldi et al. (2009) indicaram um potencial de produção de metano de 90-125 mL/g de SV_{adicionados}, muito similar com os resultados encontrados por Dinuccio et al. (2010), já mencionado.

Durante a digestão anaeróbia, amônia é produzida pela degradação biológica de matéria nitrogenada, principalmente proteínas e uréia (KRYLOVA et al., 1997). Como mostrado por alguns autores, amônia livre no substrato é sugerida como sendo a principal fonte de inibição, pelo fato de ser livremente permeável à membrana celular (DE BAERE et al., 1984; DEMIRER e SPEECE, 1998). Concentrações de amônia, como sugerido por Van Velsen (1979), variando de 200 a 1500 mg/L, devem não ter efeitos inibitórios na formação de metano. Por outro lado, ultrapassando o limite de 1500 mg/L, o processo de digestão pode variar de acordo com a capacidade de adaptação dos microrganismos à quantidade de amônia presente. Em relação a isso, concentrações de amônia entre 1500 e 3000 mg/L produzem efeitos inibitórios em um pH menor de 7.4, enquanto concentrações maiores do que 3000 mg/L são tóxicas para qualquer metanogênico, em qualquer valor de pH (FABBRI et al., 2015). Portanto, é importante realizar o monitoramento completo do processo a fim de evitar possíveis efeitos inibitórios durante a digestão.

De acordo com Besinella et al. (2017), que levou em consideração apenas o potencial teórico das atividades dos setores de processamento de uva, como produção

de vinhos e derivados, avaliou a produção de biogás a partir de bagaço de uva da região sul do Brasil. Segundo os resultados do estudo, o emprego da biodigestão anaeróbia proporcionaria o tratamento de $38,05 \times 10^3$ toneladas ao ano de resíduos gerados na região sul do Brasil, provendo destinação adequada aos passíveis ambientais e ao biofertilizante resultante do processo de fermentação. Além disso, a indústria vinícola da região sul do Brasil possui um potencial de geração de biogás de, aproximadamente, $37,54 \times 10^6$ Nm³/ano, o que corresponde a uma produção de $23,90 \times 10^6$ Nm³/ano de CH₄. Assim, teoricamente, a capacidade desses subprodutos de gerarem energia elétrica é de 67,58 GWh/ano. Isso corresponde a uma produção diária de $143,7 \times 10^3$ kWh. Além disso, outro fator que pode contribuir para possíveis implantações de sistemas de biodigestão, é a localidade das vinícolas, pois geralmente encontram-se na mesma cidade das regiões produtoras (vinhedos) ou em microrregiões, como a Serra Gaúcha. No entanto, destaca-se que o estudo não levou em consideração outras variáveis importantes para o processo de obtenção de biogás e conversão de energia elétrica, como sazonalidade na produção e energia gasta pelos equipamentos (BESINELLA et al., 2017).

Neste sentido, a Tabela 8 apresenta os resultados obtidos por Fabbri et al. (2015), em relação à biogás, metano e potencial energético.

Tabela 8. Potencial de biogás e metano dos resíduos vitícolas e seu potencial energético referidos ao peso úmido alimentado.

Amostras	Biogás (Nm³/t)	Metano (Nm³/t)	Potencial energético primário (kWh/t)
GGM	105,38	70,94	678,88
NBGM	152,02	74,05	708,63
GGSt	53,80	25,42	243,23
NBGSe	201,72	110,11	1053,74
NBGSk	111,72	44,19	422,89
GGSk	78,42	35,41	338,89

Fonte: Adaptado de Fabbri et al., 2015.

Legenda - NBGM: Nero Buono Grape Marcs (bagaço de uva Nero Buono), GGM: Greco Grape Marcs (bagaço de uva Greco), GGSt: Greco Grape Stalks (talos de uva Greco), NBGSk: Nero Buono Grape Skins (pele de uva Nero Buono), NBGSe: Nero Buono Grape Seeds (sementes de uva Nero Buono); GGSk: Greco Grape Skins (pele de uva Greco).

Segundo Fabbri et al. (2015), considerando os resíduos gerados, por ano, na vinícola “Marco Carpineti Azienda Agricola Biologica”, sendo 6 toneladas de bagaço da variedade *Greco*, 15 toneladas de bagaço da variedade *Neuro Buono* e 3.5 toneladas de talos da variedade *Greco*, seria possível atingir um potencial energético de eletricidade e energia térmica próximas de 7820 kWh ano⁻¹ e 8937 kWh ano⁻¹, respectivamente.

Além disso, a partir dos dados da Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2007) sobre a emissão de CO₂ por kWh produzido, os autores do estudo puderam calcular que 6.070 kg CO₂ por ano pode ser evitado de ser lançado na atmosfera pela valorização anual de 34,5 toneladas de resíduos, provenientes do processo de fermentação de todas as variedades da vinícola estudada. Para isso, os autores assumiram um valor de 362,20 g de CO₂ para cada kWh produzido a partir dos substratos.

Estes resultados mostram claramente a potencialidade de aproveitamento de resíduos vitícolas para produção de energia em uma vinícola local, ao se adotar o processo de digestão anaeróbia. No entanto, é necessário salientar que as produções de biogás e metano podem ser diferentes em escalas industriais ou em propriedades maiores que vinícolas locais, pelo fato de haver processos de digestão de fluxo semi-contínuo ou contínuo no ramo industrial, que diferem das bateladas apresentadas e estudadas nas escalas menores.

Além disso, de acordo com Cáceres et al. (2012), cujo propósito do estudo foi desenvolver um modelo de equilíbrio termodinâmico para a digestão anaeróbia do bagaço de uva, além de elaborar um sistema dinâmico de uma microturbina alimentada por biogás. A composição do biogás utilizado no trabalho, a partir do ponto de vista termodinâmico, foi de 49% de CH₄, 48% de CO₂ e 2,33% de umidade. Uma vinícola que processa 1000 toneladas de uva consome, cerca de 68.680 kWh, que são usados pelas operações da planta como esmagamento, pressionamento, filtração, uso de bombas e limpeza dos equipamentos e instalações, além de refrigeração dos vinhos e do mosto durante a fermentação. Ainda, segundo o autor, ao se aplicar o modelo proposto e assumindo que o bagaço de uva seco contém 20% de glicose (m/m), foi possível concluir que se obtém 93.784 kWh por 1000 toneladas de bagaço esmagado. Além disso, considerando que a eficiência da microturbina é, em média 33%, aproximadamente 30.948 kWh pode ser gerado como energia elétrica. De acordo com o artigo, uma vinícola pode diminuir a sua demanda energética em até 45% se utilizado o bagaço de uva que a própria indústria produz. O trabalho ainda levou em consideração o pico de energia

elétrica de uma vinícola com produção de 1 milhão de litros para a construção da microturbina e seu funcionamento.

5 CONCLUSÃO

Como destacado no presente trabalho, a utilização dos resíduos vitivinícolas para produção de biogás é de suma importância para que se alcance a independência energética dos combustíveis fósseis, tanto nas próprias vinícolas quanto em parte do estado do Rio Grande do Sul.

Em síntese, o bagaço de uva, após seu processamento pela indústria, é rico em compostos orgânicos, e sua utilização para a produção de biometano vem sendo foco de estudos. Fabbri et al. (2015) demonstrou que com o reaproveitamento de 6 toneladas de bagaço da variedade *Greco*, 15 toneladas de bagaço da variedade *Neuro Buono* e 3,5 toneladas de talos da variedade *Greco*, a produção de 7.820 kWh/ano⁻¹ e 8.937 kWh/ano⁻¹ de energia elétrica e térmica seria possível, respectivamente. Além disso, Besinella et al. (2017) mostrou que 38.050 toneladas de resíduos da vitivinicultura da região sul do Brasil poderiam ser convertidas em 23.900.000 Nm³/ano de CH₄.

Neste contexto, tecnologias novas e alternativas vêm sendo desenvolvidas através de técnicas biotecnológicas como engenharia genética focada em rotas metabólicas, aprimoramento de substratos para a digestão anaeróbia e metodologias baseadas em aumentar a eficiência dos equipamentos utilizados durante a produção, separação e refinamento do biometano, que por consequência, diminua o custo do processo.

Por fim, a utilização desta energia renovável pelas vinícolas reside no reaproveitamento do bagaço de uva gerado pelas próprias indústrias. Neste sentido, com o reaproveitamento dos resíduos da indústria vitivinícola da região sul do Brasil, seria possível gerar 67,58 GWh/ano, segundo Besinella et al. (2017), estabelecendo uma cadeia de retroalimentação e aumentando a sustentabilidade do estado do Rio Grande do Sul e para as próprias vinícolas.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDURAHMAN, N. H.; AZHARI, N. H. Performance of ultrasonic membrane anaerobic system (UMAS) in membrane fouling control. **International Journal of Engineering and Science Innovative Technology**, v. 2, n. 6, p. 480-491, 2013.

ABIOGÁS, Associação Brasileira do Biogás. **Produção de biogás cresce 36% em 2019, segundo Biogásmap – A Biogás**. Disponível em: <<https://abiogas.org.br/producao-de-biogas-cresce-36-em-2019-segundo-biogasmmap/>>. Acesso em: 19 ago. 2020.

ACCETTOLA, F.; GUEBITZ, G. M.; SCHOEFTNER, R. Siloxane removal from biogas by biofiltration: biodegradation studies. **Clean Technological Environmental Policy**, v. 10, p. 211-218, 2008.

AMIENYO, D.; CAMILLERI, C.; AZAPAGIC, A. Environmental impacts of consumption of Australian red wine in the UK. **Journal of Cleaner Production**, v. 72, p. 110–119, 2014.

ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica. **BIG - Banco de Informações de Geração: Capacidade de Geração do Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 9 set. 2020.

ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica. **Geração**. Disponível em: <<https://www.aneel.gov.br/dados/geracao>>. Acesso em: 20 ago. 2020.

ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 3, p. 189–194, 2000.

ARALDI, F. *et al.* Vinacce, da scarto industrial arisorsa per produrre biogas. **L'Informatore Agrario**, v. 10, p. 20-23, 2009.

ARVANITOYANNIS, I. S.; LADAS, D.; MAVROMATIS, A. Wine waste treatment methodology. **International Journal of Food Science and Technology**, v. 41, n. 10, p. 1117–1151, 2006.

ATLAS, Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul. **Geração e Transmissão de Energia Elétrica**. Disponível em: <<https://atlassocioeconomico.rs.gov.br/geracao-e-transmissao-de-energia>>. Acesso em: 20 ago. 2020.

BAL, A. S.; DHAGAT, N. N. Upflow anaerobic sludge blanket reactor – a review. **Indian Journal of Environmental Health**, v. 43, n. 2, p. 1-82, 2001.

BALCH, W. E. *et al.* Methanogens: reevaluation of a unique biological group. **Microbiological Reviews**, v. 43, n. 2, p. 260–296, 1979.

BARNETT, A.; PYLE, L.; SUBRAMANIAN, S. K. Biogas technology in the third world: a multidisciplinary review. **International Development Research Centre**, Ottawa

Ontario, p. 132, 1978.

BERES, C. *et al.* Towards integral utilization of grape pomace from winemaking process: A review. **Waste Management**, v. 68, p. 581–594, 2017.

BESINELLA, G. B. *et al.* Potencial dos subprodutos vinícolas da região sul do Brasil para a geração de biogás e energia elétrica. **Edição Especial: II Seminário de Engenharia de Energia na Agricultura**, Acta Iguazu, v.6, n.5, p. 253-261, 2017.

BOONE, D. R.; WHITMAN, W. B.; ROUVIERE, P. Diversity and Taxonomy of Methanogens. *In*: FERRY, J. G. *et al.* **Methanogenesis**. Chapman & Hall, Inc., 1993. p. 35–80.

BRENES, A. *et al.* Use of polyphenol-rich grape by-products in monogastric nutrition. A review. **Animal Feed Science and Technology**, v. 211, p. 1–17, 2016.

BRYANT, M. P. Microbial Methane Production—Theoretical Aspects. **Journal of Animal Science**, v. 48, n. 1, p. 193–201, 1979.

BRYANT, M. P.; BOONE, D. R. Emended description of strain MS(T) (DSM 800(T)), the type strain of *Methanosarcina barkeri*. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 37, n. 2, p. 169–170, 1987.

BUCKERIDGE, M. S. *et al.* Polissacarídeos de reserva de parede celular em sementes. Estrutura, metabolismo, funções e aspectos ecológicos. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 12, n. SPEC. ISS., p. 137–162, 2000.

BULT, C. J. *et al.* Complete genome sequence of the Methanogenic archaeon, *Methanococcus jannaschii*. **Science**, v. 273, n. 5278, p. 1058–1073, 1996.

CÁCERES, C. X. *et al.* Biogas production from grape pomace: Thermodynamic model of the process and dynamic model of the power generation system. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 37, n. 13, p. 10111–10117, 2012.

CALLANDER, I. J.; BARFORD, J. P. Recent advances in anaerobic digestion technology. **Process biochemistry**, v. 18, n. 4, p. 24-30, 1983.

CARCHESIO, M. *et al.* Comparison of biomethane production and digestate characterization for selected agricultural substrates in Italy. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 35, n. 17, p. 2212–2226, 2014.

CARLSSON, M.; LAGERKVIST, A.; MORGAN-SAGASTUME, F. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review. **Waste Management**, v. 32, n. 9, p. 1634–1650, 2012.

CASTILLO-VERGARA, M.; ALVAREZ-MARIN, A.; CARVAJAL-CORTES, S. Implementation of a Cleaner Production Agreement and impact analysis in the grape brandy (pisco) industry in Chile. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 110–117, 2015.

CHAMORRO, S. *et al.* Changes in polyphenol and polysaccharide content of grape seed extract and grape pomace after enzymatic treatment. **Food Chemistry**, v. 133, n. 2, p. 308–314, 2012.

CHRIST, K. L.; BURRITT, R. L. Critical environmental concerns in wine production: An integrative review. **Journal of Cleaner Production**, v. 53, p. 232–242, 2013.

CIBIOGÁS, Centro Internacional de Energias Renováveis; UNIDO, Organização das Nações Unidas para o Desenvolvimento Industrial. Aula 3 – Operação e manutenção de plantas de biogás, arranjos de viabilidade econômica e panorama de biogás. *In:* MARQUES, F. S. **Fundamentos do biogás**. Foz do Iguaçu, 2020.

CUCCIA, P. Ethics+economy+environment=sustainability: Gambero Rosso on the front lines with a new concept of sustainability. **Wine Economics and Policy**, v. 4, n. 1, p. 69–70, 2015.

DA ROS, C. *et al.* Renewable energy from thermophilic anaerobic digestion of winery residue: Preliminary evidence from batch and continuous lab-scale trials. **Biomass and Bioenergy**, v. 91, p. 150–159, 2016.

DANIELS, L. Biochemistry of methanogenesis. *In:* KATES, M. *et al.* **The Biochemistry of Archaea (Archaeobacteria)**. Elsevier Science Publisher, 1993. p. 41–112.

DE BAERE, L. A. *et al.* Influence of high NaCl and NH₄Cl salt levels on methanogenic associations. **Water Research**, v. 18, n. 5, p. 543–548, 1984.

DEMIRBAS, A.; PEHLIVAN, E.; ALTUN, T. Potential evolution of Turkish agricultural residues as bio-gas, bio-char and bio-oil sources. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 31, n. 5, p. 613–620, 2006.

DEMIREL, B.; SCHERER, P. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: A review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, n. 2, p. 173–190, 2008.

DEMIREL, B.; SCHERER, P. Trace element requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 3, p. 992–998, 2011.

DEMIRER, G. N.; SPEECE, R. E. Anaerobic biotransformation of four 3-carbon compounds (acrolein, acrylic acid, allyl alcohol and n-propanol) in UASB reactors. **Water Research**, v. 32, n. 3, p. 747–759, 1998.

DINUCCIO, E. *et al.* Evaluation of the biogas productivity potential of some Italian agro-industrial biomasses. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 10, p. 3780–3783, 2010.

DODSWORTH, J. A. *et al.* Interdomain conjugal transfer of DNA from Bacteria to Archaea. **Applied Environmental Microbiology**, v. 76, p. 5644–5647, 2010.

DWYER, K.; HOSSEINIAN, F.; ROD, M. The Market Potential of Grape Waste Alternatives. **Journal of Food Research**, v. 3, n. 2, p. 91, 2014.

EBA, European Biogas Association. **Statistical Report 2018**. Annual Statistical Report of the European Biogas Association, Abriged Version. Disponível em: <<https://www.europeanbiogas.eu/eba-statistical-report-2018/>>. Acesso em: 9 set. 2020.

EEA, European Environment Agency. **CO2 Emissions per kWh of Electricity and Heat Output**. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/co2-emissions-per-kwh-of>>. Acesso em: 20 ago. 2020.

EL ACHKAR, J. H. *et al.* Anaerobic digestion of grape pomace: Biochemical characterization of the fractions and methane production in batch and continuous digesters. **Waste Management**, v. 50, p. 275–282, 2016.

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. **Demanda de energia 2050**. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/Estudos/Documents/DEA_13-14_Demanda_de_Energia_2050.pdf>. Acesso em: 9 set. 2020.

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. **Plano Nacional de Energia 2030: Geração Termelétrica – Biomassa**. 2008. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/PNE/20080512_8.pdf>. Acesso em: 9 set. 2020.

ESPOSITO, G. *et al.* Enhanced bio-methane production from co-digestion of different organic wastes. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 33, n. 24, p. 2733–2740, 2012.

FABBRI, A.; BONIFAZI, G.; SERRANTI, S. Micro-scale energy valorization of grape marcs in winery production plants. **Waste Management**, v. 36, p. 156–165, 2015.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United States. **FAOSTAT**. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#home>>. Acesso em: 20 ago. 2020.

FERNANDES, L. *et al.* Seed oils of ten traditional Portuguese grape varieties with interesting chemical and antioxidant properties. **Food Research International**, v. 50, n. 1, p. 161–166, 2013.

GARAVAGLIA, J. *et al.* Grape seed oil compounds: Biological and chemical actions for health. **Nutrition and Metabolic Insights**, v. 9, p. 59–64, 2016.

MACHADO, P. *et al.* Natural gas vehicles in heavy-duty transportation – A political-economic analysis for Brazil. **Case Studies on Transport Policy**, 2020.

GGNANASAGARAN, A. Biogas in Southeast Asia. **The Asean Post**, 2018. Disponível em: <<https://theaseanpost.com/article/biogas-southeast-asia>>. Acesso em: 9 set. 2020.

GONZÁLEZ-CENTENO, M. R. *et al.* Physico-chemical properties of cell wall materials obtained from ten grape varieties and their byproducts: Grape pomaces and stems. **LWT - Food Science and Technology**, v. 43, n. 10, p. 1580–1586, 2010.

GOPINATHAN, C.; VIVEK, A. T. Bioprocess Optimization for Enhanced Biogas Production from Grape Pulp Waste. **International Journal of Science and Research (IJSR)**, v. 5, n. 6, p. 673–676, 2016.

GRIFFIN, M. E. *et al.* Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 57, n. 3, p. 342–355, 1998.

HOFMAN-BANG, J. *et al.* The genes coding for the hsp70(dnaK) molecular chaperone machine occur in the moderate thermophilic archaeon *Methanosarcina thermophila* TM-1. **Gene**, v. 238, n. 2, p. 387–395, 1999.

HOLT, J. G. *et al.* The methanogens. *In: Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*. Baltimore: Williams and Wilkins, 1994. p. 719-736.

HORI, T. *et al.* Dynamic transition of a methanogenic population in response to the concentration of volatile fatty acids in a thermophilic anaerobic digester. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 2, p. 1623–1630, 2006.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA / Levantamento Sistemático da Produção Agrícola**. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/home/lspa/brasil>>. Acesso em: 19 ago. 2020.

IBRAVIN, Instituto Brasileiro do Vinho. **Dados estatísticos**. Disponível em: <<https://www.ibravin.org.br/Dados-Estatisticos>>. Acesso em: 19 ago. 2020.

IBRAVIN, Instituto Brasileiro do Vinho. **Regiões produtoras**. Disponível em: <<https://www.ibravin.org.br/Regioes-Produtoras>>. Acesso em: 19 ago. 2020.

IRENA, International Renewable Energy Agency. **Statistics Time Series**. Disponível em: <<https://www.irena.org/Statistics/View-Data-by-Topic/Capacity-and-Generation/Statistics-Time-Series>>. Acesso em: 9 set. 2020.

JONES, W. J.; NAGLE, D. P.; WHITMAN, W. B. Methanogens and the diversity of archaeobacteria. **Microbiological Reviews**, v. 51, n. 1, p. 135–177, 1987.

KAPOOR, R. *et al.* Evaluation of biogas upgrading technologies and future perspectives: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 11631–11661, 2019.

KARELLAS, S.; BOUKIS, I.; KONTOPOULOS, G. Development of an investment decision tool for biogas production from agricultural waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, n. 4, p. 1273–1282, 2010.

KHAN, I. U. *et al.* Biogas as a renewable energy fuel – a review of biogas upgrading, utilisation and storage. **Energy Conversion Management**, v. 150, p. 277-294, 2017.

KNAUB, S.; KLEIN, A. Specific transcription of cloned *Methanobacterium thermoautotrophicum* transcription units by homologous RNA polymerase in vitro. **Nucleic Acids Research**, v. 18, n. 6, p. 1441–1446, 1990.

KOHLER, P. R.; METCALF, W. W. Genetic manipulation of *Methanosarcina* spp. **Front Microbiol**, v. 3, p. 259, 2012.

KOONAPHAPDEELERT, S.; AGGARANGSI, P.; MORAN, J. **Biomethane**. Singapore: Springer, 2020.

KRYLOVA, N. I. *et al.* The influence of ammonium and methods for removal during the anaerobic treatment of poultry manure. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 70, n. 1, p. 99–105, 1997.

LANGE, M.; AHRING, B. K. A comprehensive study into the molecular methodology and molecular biology of methanogenic Archaea. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 25, n. 5, p. 553–571, 2001.

LEMPEREUR, V.; PENAVAYRE, S. Grape marc, wine lees and deposit of the must: How to manage oenological by-products? **BIO Web of Conferences**, v. 3, p. 1-6, 2014.

LIU, G. *et al.* Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 21, p. 5103–5108, 2009.

LIU, J.; OLSSON, G.; MATTIASSON, B. On-line monitoring of a two-stage anaerobic digestion process using a BOD analyzer. **Journal of Biotechnology**, v. 109, n. 3, p. 263–275, 2004.

LOPES, K.; MARTINS, E. M.; MIRANDA, R. L. A potencialidade energética da biomassa no Brasil. **Revista Desenvolvimento Socioeconômico em Debate**, v. 5, n. 1, p. 95-106, 2019.

LU, Y. *et al.* Characteristics of hydrogen and methane production from cornstalks by an augmented two- or three-stage anaerobic fermentation process. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 12, p. 2889–2895, 2009.

LUQUE-RODRÍGUEZ, J. M.; DE CASTRO, M. D. L.; PÉREZ-JUAN, P. Extraction of fatty acids from grape seed by superheated hexane. **Talanta**, v. 68, n. 1, p. 126–130, 2005.

MARTINEZ, G. A. *et al.* Towards multi-purpose biorefinery platforms for the valorisation of red grape pomace: production of polyphenols, volatile fatty acids, polyhydroxyalkanoates and biogas. **Green Chemistry**, v. 18, n. 1, p. 261–270, 2016.

MDIC, Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. **Comex Stat - Exportação e Importação Geral**. Disponível em: <<http://comexstat.mdic.gov.br/pt/geral>>. Acesso em: 19 ago. 2020.

MELLO, L. M. R. Vitivinicultura brasileira: Panorama 2019. **Comunicado Técnico 214 - Embrapa Uva e Vinho**. Bento Gonçalves, 2019.

MENDES, J. A. S. *et al.* Towards comprehensive utilization of winemaking residues: Characterization of grape skins from red grape pomaces of variety Touriga Nacional. **Industrial Crops and Products**, v. 43, n. 1, p. 25–32, 2013.

MLADENOVSKA, Z. *Thermophilic anaerobic acetate-utilizing methanogens and their metabolism*. 1998. 2389470186. Thesis PhD - Technical University of Denmark, Denmark, 1998.

MME, Ministério de Minas e Energia. **Resenha energética brasileira: exercício de 2014**. 2015. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br/web/guest/publicacoesindicadores;jsessionid=FFFBB9DAD2578D74A9989C284ABDED47.srv154>>. Acesso em: 9 set. 2020.

MME/EPE, Empresa de Pesquisa Energética. **Publicações - Balanço Energético Nacional 2018**. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2018>>. Acesso em: 20 ago. 2020.

MUÑOZ, P. *et al.* Using of waste pomace from winery industry to improve thermal insulation of fired clay bricks. Eco-friendly way of building construction. **Construction and Building Materials**, v. 71, p. 181–187, 2014.

MWG, Miolo Wine Group. **O Grupo | Miolo**. Disponível em: <<https://www.miolo.com.br/o-grupo/>>. Acesso em: 20 ago. 2020.

NAKICENOVIC, N. *et al.* A special report of Working Group III of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Emissions Scenarios**, p. 570, 2000.

NAYONO, S. E. Anaerobic digestion of organic solid waste for energy production. **KIT Scientific Publishing**, v. 46, 2010.

NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Influence of inoculum activity on the biomethanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2019–2024, 2004.

OHIMAIN, E.; IZAH, S. Possible contributions of palm oil mill effluents to greenhouse gas emissions in Nigeria. **Sky Journal of Soil Science and Environment Management**, v. 3, n. 5, p. 50-58, 2014.

OLIVEIRA, C. M. **Biomercado: Política e legislação adequadas**. Viçosa, MG, 2015. Disponível em: <http://biomercado.com.br/not_detalhe.php?noticia=1486>. Acesso em: 9 set. 2020.

OLIVEIRA, C. M. de. **Energia renovável**. Curitiba: ABIB, 2011. Disponível em: <<http://pt.calameo.com/read/00020096870b93510ec6c>>. Acesso em: 9 set. 2020.

PELLEGRINI, L. A. *et al.* From biogas to biomethane: how the biogas sources influences the purification costs. **Chemical Engineering Transactions**, v. 43, p. 409-414, 2015.

PILLI, S. *et al.* Ultrasonic pretreatment of sludge: A review. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 18, n. 1, p. 1–18, 2011.

POH, P. E.; CHONG, M. F. Development of anaerobic digestion methods for palm oil mill effluent (POME) treatment. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 1-9, 2009.

- RABONI, M.; URBINI, G. Production and use of biogas in Europe: a survey of current status and perspectives. **Revista Ambiente e Água**, v. 9, n. 2, p. 191-202, 2014.
- REEVE, J. N. *et al.* Methanogenesis: Genes, genomes, and who's on first? **Journal of Bacteriology**, v. 179, n. 19, p. 5975–5986, 1997.
- REEVE, J. N. Structure and Organization of Genes. *In*: FERRY, J. G. *et al.* **Methanogenesis**. Chapman & Hall, Inc., 1993. p. 493–527.
- ROCKENBACH, I. I. *et al.* Characterization of flavan-3-ols in seeds of grape pomace by CE, HPLC-DAD-MS n and LC-ESI-FTICR-MS. **Food Research International**, v. 48, n. 2, p. 848–855, 2012.
- RYCKEBOSCH, E.; DROUILLON, M.; VERVAEREN, H. Techniques for transformation of biogas to biomethane. **Biomass Bioenergy**, v. 35, p. 1633-1645, 2011.
- SATYAWALI, Y.; BALAKRISHNAN, M. Wastewater treatment in molasses-based alcohol distilleries for COD and color removal: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 86, n. 3, p. 481–497, 2008.
- SCHNURER, A. Biogas production: microbiology and technology. *In*: HAITI-KAUL, R. *et al.* **Anaerobes Biotechnology**. Springer International Publishing, 2016. p. 195-234.
- SCHWEIGKOFER, M.; NIESSNER, R. Determination of siloxanes and VOC in landfill gas and sewage gas by canister sampling and GC-MS/AES analysis. **Environmental Science and Technology**, v. 33, n. 20, p. 3680–3685, 1999.
- SIROHI, R. *et al.* Green processing and biotechnological potential of grape pomace: current trends and opportunities for sustainable biorefinery. **Bioresource Technology**, 2020.
- SMITH, D. R. *et al.* Complete genome sequence of Methanobacterium thermoautotrophicum Δ H: Functional analysis and comparative genomics. **Journal of Bacteriology**, v. 179, n. 22, p. 7135–7155, 1997.
- SOWERS, K. R. Methanogenic archaea: An overview. *In*: ROBB, F. T. *et al.* **Archaea**. New York: Cold Spring Harbor Laboratory Press, 1995, p. 3-13.
- SPRINGER, E. *et al.* Partial gene sequences for the A subunit of methyl-coenzyme M reductase (mcrI) as a phylogenetic tool for the family Methanosarcinaceae. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 45, n. 3, p. 554–559, 1995.
- STRAUCH, S.; KRASSOWSKI, J., SINGHAL, A. Biomethane guide for decision makers – Policy guide on biogas injection into the natural gas grid. **Fraunhofer UMSICHT**, Oberhausen, Germany, 2013.
- SUN, Q. *et al.* Selection of appropriate biogas upgrading technology – a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 51, p. 521-532, 2015.

TABATABAEI, M. *et al.* Importance of the methanogenic archaea populations in anaerobic wastewater treatments. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 8, p. 1214–1225, 2010.

TABATABAEI, M. *et al.* PCR-based DGGE and FISH analysis of methanogens in an anaerobic closed digester tank for treating palm oil mill effluent. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 12, n. 3, 2009.

TAMBONE, F. *et al.* Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 12, p. 3140–3142, 2009.

TANI, M. *et al.* Utilization of anaerobically digested dairy slurry combined with other wastes following application to agricultural land. **International Congress Series**, v. 1293, p. 331–334, 2006.

THIOPAQ ®. Disponível em: < <https://en.paques.nl/products/featured/thiopaq-biogas-desulfurization>>. Acesso em: 9 set. 2020.

THOMM, M. Archaeal transcription factors and their role in transcription initiation. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 18, n. 2–3, p. 159–171, 1996.

THOMM, M. *et al.* An archaeobacterial promoter sequence assigned by RNA polymerase binding experiments. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 35, n. 1, p. 30–35, 1989.

THOMM, M. *et al.* Transcription in vivo and in vitro of the histone-encoding gene hmfB from the hyperthermophilic archaeon *Methanothermus fervidus*. **Journal of Bacteriology**, v. 174, n. 11, p. 3508–3513, 1992.

TOLMASQUIM, M. T. **Alternativas energéticas sustentáveis no Brasil**. Rio de Janeiro: Relume Dumará, 2004.

TONON, R. V. *et al.* Tecnologias para o Aproveitamento Integral dos Resíduos da Indústria Vitivinícola. **Documentos 132**. 1 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Agroindústria de Alimentos, 2018.

VA, Vinícola Aurora. **Sustentabilidade**. Disponível em: <<http://www.vinicolaaurora.com.br/br/sobre/sustentabilidade>>. Acesso em: 20 ago. 2020.

VAN VELSEN, A. F. M. Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations. **Water Research**, v. 13, n. 10, p. 995–999, 1979.

VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W. Types of anaerobic digester for solid wastes. **Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes**, Iwa Publishing, p. 111-140, 2003.

VDP, Vinícola Dal Pizzol. **Sobre a Dal Pizzol Vinhos Finos**. Disponível em: <<https://www.dalpizzol.com.br/dal-pizzol>>. Acesso em: 20 ago. 2020.

WALSH, J. *et al.* Biogas utilization handbook. Georgia, USA: **Georgia Tech Research Institute**, 1988.

WANG, Q. *et al.* Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment. **Bioresource Technology**, v. 68, n. 3, p. 309–313, 1999.

WATERHOUSE, A. L. Wine phenolics. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 957(1), p. 21-36, 2002.

WBA, World Bioenergy Association. **Global Bioenergy Statistics 2019**. Disponível em: <<https://worldbioenergy.org/global-bioenergy-statistics>>. Acesso em: 20 ago. 2020.

WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 85, p. 627-860, 2015.

WOESE, C. R. Bacterial evolution. **Microbiol. Rev.**, v. 51, p. 221-271, 1987.

WOESE, C.; OTTO, K.; WHEELIS, M. L. Towards a Natural System of Organisms: Proposal for the Domains Archaea, Bacteria, and Eucarya. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 87, n. 12, p. 4576–4579, 1990.

XU, Y. *et al.* Study on the potential of biogas production from grape seed by anaerobic digestion before and after oil-extracting. **Kezaisheng Nengyuan Renewable Energy Resource**, v. 29, p. 78-80, 2011

YANG, L. *et al.* Progress and perspectives in converting biogas to transportation fuels. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 40, p. 1133-1152, 2014.

YU, Y. *et al.* Group-specific primer and probe sets to detect methanogenic communities using quantitative real-time polymerase chain reaction. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 89, n. 6, p. 670–679, 2005.

ZHU, F. *et al.* Advance on the bioactivity and potential applications of dietary fibre from grape pomace. **Food Chemistry**, v. 186, p. 207–212, 2015.

ZINDER, S. H. Physiological Ecology. *In*: FERRY, J. G. *et al.* **Methanogenesis**. Chapman & Hall, Inc., 1993. p. 128–206.