

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**“ESTUDO DOS IMPACTOS DO CORTE SELETIVO DE ÁRVORES NA
DIVERSIDADE GENÉTICA E DEMOGRAFIA DE POPULAÇÃO DE *ARAUCARIA
ANGUSTIFOLIA*, UTILIZANDO MODELAGEM ECOGENE”**

M.Sc. EDJAIR AUGUSTO DAL BEM
Engenheiro Florestal

Orientador: Prof. **Dr. Alexandre Magno Sebbenn**

Ilha Solteira – SP
2014

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**“ESTUDO DOS IMPACTOS DO CORTE SELETIVO DE ÁRVORES NA
DIVERSIDADE GENÉTICA E DEMOGRAFIA DE POPULAÇÃO DE *ARAUCARIA
ANGUSTIFOLIA*, UTILIZANDO MODELAGEM ECOGENE”**

M. Sc. EDJAIR AUGUSTO DAL BEM

Engenheiro Florestal

Orientador: Prof. **Dr. Alexandre Magno Sebbenn**

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia – UNESP – Campus de Ilha Solteira, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Agronomia. (Sistemas de Produção)

Ilha Solteira – SP

2014

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

D137e Dal Bem, Edjair Augusto .
Estudo dos impactos do corte seletivo de árvores na diversidade genética e demografia de população de araucaria angustifolia, utilizando modelagem ecogene / Edjair Augusto Dal Bem. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2014
73 f. : il.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Especialidade: Sistema de Produção, 2014

Orientador: Alexandre Magno Sebbenn
Inclui bibliografia

1. Coníferas. 2. Diversidade genética. 3. Manejo florestal sustentável. 4. Espécies de árvores subtropicais. 5. Extração seletiva de madeira. 6. Modelos de simulações.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ILHA SOLTEIRA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Estudo dos impactos do corte seletivo de árvores na diversidade genética e demográfica de população de Araucaria angustifolia, utilizando modelagem ecogene

AUTOR: EDJAIR AUGUSTO DAL BEM

ORIENTADOR: Prof. Dr. ALEXANDRE MAGNO SEBBENN

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM AGRONOMIA ,
Área: SISTEMAS DE PRODUÇÃO, pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. ALEXANDRE MAGNO SEBBENN
Instituto Florestal de São Paulo - Ifsp - Secret. do Meio Ambiente / Instituto de Botanica

Prof. Dr. MARIO LUIZ TEIXEIRA DE MORAES
Departamento de Fitotecnia, Tecnologia de Alimentos e Sócio Economia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dr. JOAO ANTONIO DA COSTA ANDRADE
Departamento de Biologia e Zootecnia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Profa. Dra. ANA APARECIDA BANDINI ROSSI
Departamento de Ciências Biológicas / Universidade do Estado de Mato Grosso

Prof. Dr. PAULO HENRIQUE MULLER DA SILVA
Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais

Data da realização: 07 de maio de 2014.

O primeiro gesto é de agradecimento a DEUS do qual todas as coisas dependem e que, com a sua infinita bondade, concedeu-me a oportunidade de, na aspérrima caminhada, experimentar a inefável sensação de galgar um patamar a mais.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha mãe Dirce do Carmo Malfato e ao meu pai Jair Trevisan Dal Bem, que toda a vida me deram a devida educação, carinho, amor e me ensinando o caminho da hombridade e retidão, e que sempre esteve comigo nesta jornada e incondicionalmente me apoiaram e me motivaram na busca do aprender. A minha noiva Suelen Mota Carraro que com seu amor, compreensão, carinho e paciência me ajudou, incentivou e torceu por mim em todos os momentos desta caminhada onde nos momentos mais felizes ou difíceis se mostrou meu porto seguro, a ti eu dedico este trabalho e meu amor. Aos meus irmãos Rodrigo Fiorello Dal Bem, Janaina Aline Vivian Dalben, Fabiane Malfato Venâncio Pereira e também a Edvaldo Venâncio Pereira que sempre me deram forças, apoio e carinho que por onde eu for sempre vão estar em meu coração. Edinalva Almeida Mota e Luizim Rosa que mesmo neste pouco tempo de convivência me deram forças e incentivaram a realizar este sonho. Aos meus amigos Claudinei Kappes, Marcelo Fernando Pereira Souza, Flavio Carlos Dalchiavon, Diego Gonçalves Feitosa, Henrique dos Santos Lopes, Belisa Saito e Hugo Rodrigo Macedo, sendo pessoas de fundamental importância nesta conquista, pela ajuda, dedicação e principalmente amizade, pois me ajudaram de tal forma que todas as palavras de agradecimentos ainda seriam poucas para expressar minha gratidão. E ao Professor Dr. Alexandre Magno Sebbenn que neste período foi muito mais que um orientador sendo um verdadeiro amigo, em todos os momentos me aconselhou e me deu um norte que levarei por toda a vida

juntamente com a admiração por sua pessoa. E a todos que contribuem e se alegram com o sucesso alheio.

AGRADECIMENTOS

Em nome dos professores Dr. João Antônio da Costa Andrade e Dr.^a Aparecida Boliani que com suas amizades e respeito venho agradecer de forma geral a todos os professores que contribuíram para meu aprendizado e pela amizade conquistada.

Agradeço também ao professor e amigo Dr. Marcos Antônio Camilo de Carvalho, Dr. Rubens Marques Rondon Neto e ao Dr. Cassiano Garcia Roque que desde a graduação me incentivaram a buscar grandes conquistas na vida.

Agradeço ao Prof. Dr. Mário Luiz Teixeira de Moraes e a Selma Maria Bozzite Moraes por tudo que fizeram por mim neste período de estudo, onde que desde os momentos mais delicados aos momentos contentes foram meus tutores, me conduzindo sempre com carinho e respeito.

Meus agradecimentos aos técnicos João Batista Mariano Carvalho, Carlos Araújo da Silva, Dr. Ronaldo Cintra, Alvino Silva e esposa e ao Sr. Valdivino dos Santos que confiaram vossos votos de amizade a minha pessoa, meu gesto de agradecimento também se estende a João Josué Barbosa diretor da biblioteca da UNESP/Ilha Solteira que tanto me auxiliou durante minha caminhada, agradeço também a todos os funcionários da UNESP- campus de Ilha Solteira, que de forma direta ou indireta contribuíram por mais esta conquista. Gesto de agradecimento também a Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" pela oportunidade concedida para minha formação.

Aos Amigos que compuseram a República "Chama Crioula" Victor Alberto Garcia, Henrique dos Santos Lopes, Murilo de Paula, Juliano Costa da Silva, Diego

Gonçalves Feitosa, Marcelo Fernando Pereira Souza e Hugo Rodrigo Macedo que com a amizade e respeito muito me ajudaram neste período.

Agradeço ao meu avô Natal Malfato (In Memoriam) a minha tia Vania Dal Bem e aos tios Luciano Silva e Vera Malfato, João Carlos Dal Bem e Giane Vilma Dal Bem, Jairo Trevisan Dal Bem e Eliana Mattos Seguro. Aos Primos Bruna Malfato Silva, Paulo Silva, Julio Cesar Dal Bem, Juliani Dal Bem, Veridiane Dal Bem e Rafael Dal Bem e a todos os outros parentes que torceram e incentivaram para esta conquista.

E aos amigos Flavio Hiroshi Kaneko, João Paulo Ferreira, Gabriela Christal Catalani, Allan Nakao, Lourdes Dickmann, Tiago Parente e esposa Sheila Caione Parente, José Mateus Kondo Santini, Flavio Antônio Ferreira, Dr. Rafael Montanari, Vitor Guerra Ferreira, Rafael G. Vilela e namorada Ana Paula Rodrigues Barakat, Aline Franco, Sr. Faissal Barakat e esposa Maria da Graça Rodrigues Barakat, José Roberto Portugal, Paula Koga, Belisa Saito e namorado Leandro Sanches Silva, Renato Goes, Daniel Rubert Manfio, Fabio Rodrigo Gonçalves, Darci Barbieri Júnior, Sr.^a Aparecida Rangel Martos Pereira seu esposo José Levir Pereira e filhos Aline Rangel Pereira e Diogo Rangel Pereira, ao Sr. Gilberto e esposa Sr.^a Maria Elcy, Sr.^a Aurora, Sr. Toninho e Fabiola que proporcionaram momentos agradáveis de descontração e a todos os amigos que conviveram no dia a dia nesta jornada.

Agradeço a oportunidade que Deus me deu de viver e dado o dom da sabedoria e as oportunidades concedidas de estudar e com isso ajudar de forma direta a nação. A Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) pela oportunidade de ter cursado ENGENHARIA FLORESTAL e poder contribuir com a melhora da qualidade ambiental e, conseqüentemente ajudar nossos semelhantes e poder contribuir com nossa nação com os conhecimentos adquiridos nesta vida acadêmica.

RESUMO

Araucaria angustifolia é uma árvore conífera, dióica, polinizada pelo vento e economicamente importante na região sudeste e Sul do Brasil. No século passado, a espécie foi intensamente explorada pelo regime de corte raso, sendo que hoje existem menos de 3% de suas florestas originais. Recentemente, levantou-se a hipótese de voltar a explorar as florestas remanescentes de *A. angustifolia*, utilizando-se o corte seletivo, com base para planos de manejo de baixo impacto. Este trabalho tem por objetivo investigar como o corte seletivo de árvores de *A. angustifolia* afeta no longo prazo a demografia, produção de madeira e a diversidade genética de suas populações e quais são os cenários de corte seletivo que garantam a sustentabilidade na produção de madeira e não afete drasticamente a diversidade genética das populações exploradas utilizando o modelo Ecogene. O estudo foi conduzido com dados de locos microssatélites, demográficos, dendrométricos e ecológicos de uma população pequena e fragmentada de *A. Angustifolia*. Foram estudados diferentes cenários de corte seletivo, que representam combinações de diferentes diâmetro mínimo de corte (DMC), intensidade de exploração (IE) e ciclo de corte (CC). Com base nos resultados, o corte seletivo mostrou dois principais efeitos sobre as populações: (a) redução no número total de indivíduos reprodutivos e da área basal (AB); (b) aumento na distância genética entre a população original e após os ciclos de corte e no número de genótipos unilocos. A população controle, sem exploração manteve seu tamanho estável em relação à população inicial durante todo períodos de simulações. O número médio de indivíduos (N) para o cenário controle após 122 anos foi de 515. Para DMC de 50 cm e IE de 20, 40 e 90%, após quatro ciclos de corte e ano do quinto corte, o N foi de 476 (-7,7%), 441 (-14,4%) e 415 (-19,5%), respectivamente. Para DMC de 75 cm o N foi reduzido para as três IE entre 9,0 a 10,4% e para o DMC de 100 cm, entre 4,8 a 5,8%. Logo, menores IE, resultam obviamente em menor número de indivíduos sendo explorados e menor diferença em relação a uma situação sem corte seletivo (controle). Para DMC de 50 cm e IE de 20, 40 e 90%, a AB recuperou a AB inicial em 54, 74 e 84 anos, respectivamente. Para o DMC de 75 cm a recuperação da AB ocorreu com menor tempo para as IE de 20, 40 e 90%, 31, 44 e 56 anos, respectivamente. Para DMC de 100 cm o tempo de recuperação da AB variou pouco entre os três níveis de IE, de 19 a 22 anos. Portanto, a legislação brasileira vigente (DMC= 50 cm, IE= 90% e CC variando de 25 a 35 anos) não leva a produção sustentada de madeira na população estudada de *A. angustifolia*, visto que com estas regras, seriam necessários 84 anos para voltar a AB inicial, antes do corte seletivo. Para um DMC de 50 cm, o CC mínimo

estimado e de 54 anos. Para o DMC de 75 cm, utilizando uma IE de 20%, os ciclos poderiam ter 31 anos e para o DMC de 100 cm, a IE poderia ser de 90% em CC de 22 anos. Embora todos os cenários de corte mostram a perda de alelos em relação ao cenário controle, de acordo com o intervalo de confiança a 95 de probabilidade, essa perda não foi significativamente diferente entre os cenários. Os valores estimados para a heterozigosidade esperada (H_e) e observada (H_o) e índice de fixação de alelos (F) também não foram significativamente diferentes do estimado para o cenário controle, sugerindo que os cenários de corte seletivo simulados não afetaram estes parâmetros genéticos. Em contraste, a estimativa da distância genética ($D_{Gregorius}$) entre as populações na idade 1, antes do corte seletivo e na idade final das simulações (122, 242 e 262 anos) mostraram alterações nas frequências gênicas da população em estudo. Os maiores aumento foram observados para o cenário de exploração de CC de 30 anos, em que o cenário controle apresentou $D_{Gregorius}$ de 0,073 e para DMC de 50 cm e IE de 20, 40 e 90% a $D_{Gregorius}$ foi de 0,090 (+23,5%), 0,123 (+69%) e 0,143 (+95,5%), respectivamente. O parâmetro $D_{Gregorius}$ para o cenário de exploração com comprimento de ciclo de 60 e 90 anos, embora com menores valores dos que CC de 30 anos, apresentaram o mesmo padrão, com a distância genética aumentada para os menores DMC e maiores IE, indicando que quanto maior a intensidade de corte, maior são as diferenças nas frequências alélicas entre a população original e a população explorada. Para o número médio de genótipos unilocos (NG), os cenários que apresentaram a maior perda em relação ao controle foram também os baseados no DMC de 50 cm e maiores IE, com perda esta variando entre -3,3 a 24,4%. Estes são claros exemplos dos impactos do corte seletivo de árvores sobre a diversidade genética de populações exploradas. A estimativa da correlação de Spearman entre o número de indivíduos (N) e parâmetros k , H_o , H_e e NG apresentaram valores positivos, altos e significativos (mínimo de 0,75) para os três ciclos de corte, o que indica que quanto maior o número de indivíduos remanescentes nos cenários após o corte e no controle, maior é o número de alelos retidos na população. Logo, maior a diversidade genética e maior a possibilidade de serem geradas novas combinações genéticas nas novas gerações, o que pode ser traduzido como maior potencial evolutivo. Já a correlação entre N e $D_{Gregorius}$ foi negativa, alta e significativa o que confirma que o corte seletivo muda as frequências alélicas em relação a população original, antes do corte, sendo esta mudança mais intensa para menores DMC e maiores IE. Os resultados das simulações mostram que menores impactos do corte seletivo sobre a demografia, área basal e parâmetros genéticos são obtidos

com a adoção de maiores DMC e IE. A sugestão para atingir o manejo florestal sustentável em termos de produção de madeira na espécie para o DMC de 50 cm é adotar a IE de 20% e CC mínimo de 54 anos, para DMC de 75 cm a IE de 20% e CC de 31 anos e para o DMC de 100 cm e IE de 90% em CC de apenas 22 anos.

Palavras-chave – Coníferas, diversidade genética, manejo florestal sustentável, espécies de árvores sub-tropicais, extração seletiva de madeira, modelos de simulações.

ABSTRACT

Araucaria angustifolia is a conifer, dioecious and wind pollinated tree economically important in the southeastern and southern Brazil. In the past century, the species was heavily exploited by the regime of clear-cutting, and today there are less than 3% of its original forests. Furthermore, recently, rose the chance to re-explore the remaining forests of *A. angustifolia*, using reduced impact logging (RIL) procurements. The Eco-gene model was used to investigate the long-term impacts of logging on the demography and genetic diversity of *A. angustifolia* populations and to determine what are the scenarios of selective logging that ensure sustainable production of wood and not drastically affect the genetic diversity of exploited populations. The study was conducted with data from microsatellite loci, demographic, ecological and dendrometric of a small fragmented population of *A. angustifolia*. In this research, different scenarios of selective cutting, which represent combinations of different minimum cutting diameter (MCD), intensity of exploitation (IE) and cutting cycle (CC) were studied. Based on the results, selective logging showed two main effects on the populations: (a) reduction in the total number of reproductive individuals (N), b) increase in genetic distance between the original population and after cycles court and the number of unilocus genotypes. The average number of individuals (N) for scenario control after 122 years was 515. For DMC of 50 cm and IE 20, 40 and 90%, after four cycles of cutting and the year of the fifth cutting, the N was 476 (-7.7%), 441 (-14.4%) and 415 (-19.5%), respectively. For the DMC 75 cm, N was reduced for the three IE from 9.0 to 10.4% and for DMC and 100 cm, from 4.8 to 5.8%. Therefore, smaller IE, result in fewer individuals being explored and less difference compared to a situation without selective logging (control). For DMC of 50 cm and IE 20, 40 and 90%, the BA recovered the starting BA at 54, 74 and 84 years, respectively. For DMC 75 cm, the BA recovery was in less time for the IE 20, 40 and 90%, 31, 44 and 56 years, respectively. For DMC 100 cm, the recovery time for AB was similar among the three levels of IE, 19 to 22 years. Therefore, the current Brazilian legislation (DMC= 50 cm, IE= 90% and CC ranging from 25 to 35 years) does not lead to sustained timber production in this population of *A. angustifolia*, since these rules, it would take 84 years back to the initial AB, before selective logging. For a MCD of 50 cm, the minimum CC estimated is 54 years. For MCD of 75 cm, using an IE of 20%, the CC could be 31 years and for MCD of 100 cm, the IE of 90%, the CC could be 22 years. While all scenarios of logging showed loss of alleles compared to the control scenario, according to the 95% confidence interval, this loss was not significantly different between the scenarios. The

estimated values for the expected (H_e) and observed (H_o) heterozygosity and fixation index alleles (F) were also not significantly different from the estimate for the control scenario, which suggests the scenarios simulated selective logging did not affect these genetic parameters. In contrast, the estimated genetic distance ($D_{Gregorius}$) between populations at age 1, before the logging and final age of the simulations (122, 242 and 262 years) showed the highest changes in gene frequencies in the study population. The largest increases were observed for scenario of CC of 30 years, in which the control scenario and was 0.073 and for the MCD of 50 cm and IE of 20, 40 and 90% were 0.090 (+23.5%), 0.123 (+69%) and 0.143 (+95.5%), respectively. This parameter for scenario with CC of 60 to 90 years, although with lower values than CC of 30 years, showed the same pattern, with increased genetic distance with smaller and larger MCD e IE, indicating that the higher is IE, greater are the differences in allele frequencies between the original population and the exploited population. For the average number of unilocus genotypes (NG), scenarios that presented the highest loss in relation to the control were also based on MCD of 50 cm and largest IE, when the loss ranging from -3.3 to 24.4%. These are clear examples of the impacts of selective logging on the genetic diversity of exploited populations. The estimated Spearman correlation between the number of individuals (N) and the genetic parameters were positive, high and significant (at least 0.75) for the three cutting cycles, which indicates that the greater are the number of individuals remaining after cutting, the greater are the number of alleles in the remaining population. So, a higher genetic diversity and increased in the new genetic combinations being generated in the new generations, which can be translated as greater evolutionary potential. Since the correlation between N and NG was negative, high and significant, confirming that selective cutting change the gene frequencies in relation of the original population, before the cut, being more intense to smaller MCD and larger IE. The simulation results show that smaller impacts of selective logging on demography, basal area and genetic parameters are achieved with the adoption of larger DMC and lowest IE. The suggestion for achieving sustainable forest management in terms of timber production in the species for MCD of 50 cm and is to adopt the IE of 20% and a minimum CC of 54 years or the for MCD of 75 cm and IE of 20% the CC of 31 year or for MCD of 100 cm and IE of 90% and CC of only 22 years.

Keywords - Conifers, genetic diversity, subtropical tree species, logging. simulation models.

LISTA DE FIGURAS

1 - Mapa da distribuição espacial de indivíduos de <i>A. angustifolia</i> analisados em um fragmento florestal.....	26
2 – Cenários de recuperação da área basal de <i>A. angustifolia</i> após um único corte.....	34
3 – Cenários controle para ciclo de exploração de comprimento de 30 anos para <i>A. angustifolia</i>	37
4 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 30 e Diâmetro Mínimo de corte de 50 cm anos para <i>A. angustifolia</i>	38
5 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 30 anos com Diâmetro Mínimo de Corte de 75 cm para <i>A. angustifolia</i>	39
6 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 30 anos com Diâmetro Mínimo de Corte de 100 cm para <i>A. angustifolia</i>	40
7 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 60 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 50 cm para <i>Araucaria angustifolia</i>	43
8 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 60 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 75cm para <i>A. angustifolia</i>	44
9 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 60 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 100 cm para <i>A. angustifolia</i>	44
10 – Cenários controle para ciclo exploração de comprimento de 60 anos para <i>A. angustifolia</i>	46
11– Cenários de corte com comprimento de ciclo de 90 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 50 cm para <i>A. angustifolia</i>	48
12 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 90 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 75 cm para <i>A. angustifolia</i>	49
13 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 90 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 100 cm para <i>A. angustifolia</i>	50

LISTA DE EQUAÇÕES

Área basal total em m ²	31
Heterozigosidade média esperada	31
Heterozigosidade média observada.....	31
Média do índice de fixação.....	32
Distância genética de Gregorius entre a população inicial (ano 1) e a população no final das simulações	32

LISTA DE TABELAS

1 - Parâmetro nos cenários de simulações de populações de <i>Araucaria angustifolia</i>	28
2 - Configurações de parâmetros para quatro cenários controles (C1, C2 e C3) sem corte seletivo de árvores e para nove cenários (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9) de corte com diâmetros mínimo de cortes (DMC) e diferentes intensidades de cortes (20, 40 e 90%) utilizados nas simulações	30
3 - Parâmetros demográficos e genéticos da população inicial para os cenários controle e simulação de exploração da espécie <i>Araucaria angustifolia</i>	31
4 - Parâmetros demográficos após simulações para <i>Araucaria angustifolia</i> em diferentes cenários de exploração. Simulações para os períodos de 122 (ciclos de corte de 30 anos) ...	37
5 - Parâmetros demográficos após simulações para <i>A. angustifolia</i> em diferentes cenários de exploração. Simulações para os períodos de 242 (ciclos de corte de 60 anos)	44
6 - Parâmetros demográficos após simulações para <i>A. angustifolia</i> em diferentes cenários de exploração. Simulações para os períodos de 362 (ciclos de corte de 90 anos)	47
7 - Médias ($\pm 95\%$ IC) de parâmetros genéticos para <i>Araucaria angustifolia</i> , medidos após 122, 242 e 362 anos simulados em cenários com diâmetro mínimo de corte (DMC) de 50, 75 e 100 cm de e intensidades de exploração (IE), de 20 de 60 e 90% de todas as árvores acima respectivo DMC; ciclos de corte de 30, 60 e 90 anos	53
8 - Médias dos parâmetros genéticos para <i>Araucaria angustifolia</i> , medidos após 122, 242 e 362 anos simulados em cenários com diâmetro mínimo de corte (DMC) de 50, 75 e 100 cm com intensidades de exploração (IE) de 20, 40 e 90% de todas as árvores acima do respectivo DMC; ciclos de corte de 30, 60 e 90 anos.....	61
9 - Estimativas do coeficiente de correlação de Spearman entre o tamanho da população remanescente (N) e parâmetros de diversidade genética após 122, 242 e 362 anos simulados.....	65

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	<i>Araucaria angustifolia</i> IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E INFLUÊNCIA DO CORTE SELETIVO	17
2.2	DIVERSIDADE GENÉTICA EM POPULAÇÕES ARBÓREAS SOB- REGIME DE CORTE SELETIVO	18
2.3	MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL	20
2.4	LEGISLAÇÃO QUE REGULAMENTA O MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL	21
2.5	CORTE SELETIVO DE ÁRVORES	22
3	MATERIAL E MÉTODOS	25
3.1	LOCAL DE ESTUDO	25
3.2	COLETA DE AMOSTRAS PARA ANÁLISE DE DNA	26
3.3	EXTRAÇÃO DE DNA E ANÁLISE DE MICROSSATÉLITES	27
3.4	MODELO DE SIMULAÇÃO ECOGENE	27
3.5	REPRODUÇÃO, DISPERSÃO DE PÓLEN, FERTILIDADE E DISPERSÃO DE SEMENTES	27
3.6	A POLINIZACAO PELO VENTO	29
3.7	MORTALIDADE	29
3.8	CENÁRIOS	29
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	33
4.1	COMPRIMENTO DE CICLOS DE CORTE	33
4.2	PARÂMETROS DEMOGRÁFICOS PARA O CICLO DE CORTE SELECIONADOS	36
4.2.1	<i>CICLO DE CORTE DE 30 ANOS</i>	36
4.2.1.1	<i>NÚMERO DE INDIVÍDUOS PARA CICLO DE CORTE DE 30 ANOS</i>	36
4.2.1.2	<i>ÁREA BASAL PARA CICLO DE CORTE DE 30 ANOS</i>	37
4.2.2	<i>CICLO DE CORTE DE 60 ANOS</i>	40
4.2.2.1	<i>NÚMERO DE INDIVÍDUOS PARA CICLO DE CORTE DE 60 ANOS</i>	40
4.2.2.2	<i>ÁREA BASAL PARA CICLO DE CORTE DE 60 ANOS</i>	42

4.2.3	<i>CICLO DE CORTE DE 90 ANOS</i>	45
4.2.3.1	<i>NÚMERO DE INDIVÍDUOS PARA CICLO DE CORTE DE 90 ANOS</i>	45
4.2.3.2	<i>ÁREA BASAL PARA CICLO DE CORTE DE 90 ANOS</i>	46
4.3	DIVERSIDADE GENÉTICA	51
4.3.1	<i>NÚMERO TOTAL DE ALELOS NOS LOCOS</i>	51
4.3.2	<i>HETEROZIGOSIDADE OBSERVADA ESPERADA</i>	55
4.3.3	<i>ÍNDICE DE FIXAÇÃO</i>	56
4.3.4	<i>DISTÂNCIA GENÉTICA DE GREGORIUS</i>	58
4.3.5	<i>NÚMERO GENÓTIPO MULTILOCOS</i>	62
4.4	COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN.....	64
5	CONCLUSÃO	66
	REFERÊNCIAS	67

1 INTRODUÇÃO

As atividades florestais representam uma importante fonte de geração de renda em muitas regiões brasileiras, seja pela criação de empregos de forma direta e indireta ou pela importância socioeconômica ambiental que alavanca o desenvolvimento e modernização, sendo importante fonte de divisas para as regiões produtoras (HUMMEL et al. 2010). Conforme levantamentos do IBGE (2012) no ano de 2012 a produção primária florestal do país somou R\$ 18,4 bilhões, sendo o setor da silvicultura teve o maior aporte (76,9%) seguido pela extração vegetal (23,1%). As florestas plantadas contribuem fortemente com estes valores (aproximadamente 90% do valor total)

O setor florestal pelas iniciativas privadas e públicas vem aumentando a produtividade de plantios comerciais de espécies nativas e exóticas por meio de técnicas de melhoramento genético e silviculturais, como propagação, plantio, colheita e aproveitamento final da madeira. Em contraste, o manejo de florestas nativas não tem seguido esta tendência, embora as técnicas de corte e colheita tenham melhorado. O problema é a aplicação de combinação errônea de regras de exploração, como diâmetro mínimo de corte (DMC = 50 cm), intensidade de exploração (IE = 90%) e comprimento dos ciclos de corte (CC = 30 anos). Devido a isso o manejo praticado no Brasil não é sustentável para a produção de madeira da maioria das espécies. Tais regras deveriam ser espécie-específicas ou para grupo de espécies, devido a peculiaridades genéticas, reprodutivas, demográficas e ecológicas de cada espécie de valor comercial (SEBBENN et al. 2008; LACERDA et al. 2013; VINSON et al. 2014).

A exploração de áreas de florestas nativas é realizada de acordo com um conjunto de técnicas e estudos da floresta que é denominado manejo florestal sustentável de impacto reduzido. Porém um grande número de indivíduos (90%) acima do diâmetro mínimo de corte (50 cm) é retirado, sendo que a médio e longo prazo pode causar uma série de impactos na demografia e genética das populações manejadas. Com base nesta premissa, este trabalho tem por objetivo verificar utilizando modelagem Ecogene, como o corte seletivo de árvores de *A. angustifolia* afeta a longo prazo a diversidade genética de suas populações e quais são os cenários de corte seletivo (DMC, IC e CC) que garantam a sustentabilidade na produção de madeira e não afete drasticamente a diversidade genética das populações exploradas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 *Araucaria angustifolia* IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E INFLUÊNCIA DO CORTE SELETIVO

A espécie de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze (Pinheiro do Paraná) é uma árvore conífera no Sul do Brasil de grande importância econômica (SEBBENN et al. 2003). Esta espécie conífera produz madeira valiosa para a construção, sendo também uma fonte de matéria-prima para a indústria de papel e celulose. *A. angustifolia* é uma espécie subtropical dióica polinizada pelo vento, endêmica para a América do Sul. A distribuição natural da espécie no Brasil varia de 19° 15' S (Estado de Minas Gerais) a 31° 30' S (Estado do Rio Grande do Sul). A espécie pode ser encontrada também em pequenas manchas na Argentina e no Paraguai. Cresce exclusivamente na floresta mista (Floresta com Araucária) no Aluvial (galeria), Sub-Montana, Montana e formação de alta Montanha, entre altitudes de 500 e 2.300 m (CARVALHO, 2003). Por volta de 1900, esta espécie dominou as florestas do sul do Brasil em florestas contínuas e de alta densidade. A área originalmente ocupada por esta espécie foi 73.778 km² no Estado do Paraná (36,7%), 56.693 km² no Estado de Santa Catarina (60,1%), 46.482 km² no Estado do Rio Grande do Sul (17,4%) e 5340 km² no estado de São Paulo (2,2%). No entanto, no século passado, esta espécie foi explorada por regime de corte raso e hoje restam menos de 3% da floresta original de araucária e medidas urgentes são necessárias para sua conservação genética (CARVALHO, 2003; SOUSA et al. 2003; 2005).

O dano de corte raso para espécies é óbvio, uma vez que grande número de populações são perdidas e as remanescentes ficam espacialmente isoladas (JENNINGS et al. 2001). A remoção seletiva de árvores e de seus genes a partir de sistemas de corte tem o risco de alterar a estrutura genética das populações residuais, afetando a produtividade e a estabilidade do ecossistema (HAWLEY et al. 2005). A diversidade genética oferece o potencial evolutivo para manutenção da saúde da floresta em face da mudança ambiental (MOSSELER et al. 2003). Estrutura genética pode mudar como resultado da exploração madeireira, devido a alterações na frequência genica, ou interrupções do sistema de cruzamento dentro de populações (RAJORA et al. 2000; HAWLEY et al. 2005). As consequências genéticas da exploração seletiva de madeira sobre a diversidade genética, dispersão de pólen e sementes,

sistema de reprodução e estrutura genética espacial de espécies arbóreas já foram documentados em vários estudos utilizando modelagem e simulações e estudos de casos (MURAWSKI et al. 1994; BUCHERT et al. 1997; SEBBENN et al. 2001; LEE et al. 2002; MOSSELER et al. 2003; RAJORA; PLUHAR 2003; OBAYASHI et al. 2004; DEGEN et al. 2002; GLAUBITZ et al. 2003; HAWLEY et al. 2005; LOWE et al. 2005; DEGEN et al. 2006; SEBBENN et al. 2008). Como o corte seletivo reduz o número total de indivíduos reprodutivos e pode isolar indivíduos em populações remanescentes, ele pode causar a perda de alelos e redução da heterozigosidade (YOUNG; BOYLE, 2000; SEBBENN et al. 2001), aumentar a variação genética entre populações (DAYANANDAN et al. 1999; HAMILTON, 1999; YOUNG; BOYLE, 2000), devido a interrupção no fluxo gênico via pólen e sementes entre as populações (YOUNG et al. 1996; HAMILTON, 1999) e, conseqüentemente, aumentam a endogamia e coeficiente de coancestria, reduzindo o tamanho efetivo da população remanescente (SEBBENN et al. 2008).

2.2 DIVERSIDADE GENÉTICA EM POPULAÇÕES ARBÓREAS E EFEITO DO CORTE SELETIVO E DA FRAGMENTAÇÃO

Nas florestas, as árvores, pelo seu grande porte e longevidade, são os organismos chaves, propiciando habitats e condições ambientais que suportam centenas de espécies vegetais e animais em um simples hectare. A diversidade genética é a matéria prima para adaptação, evolução e sobrevivência das espécies e indivíduos, especialmente sobre condições de mudanças ambientais, doenças e pragas (MOSSELER et al. 2003; RAJORA; PLUHAR, 2003). A perda de diversidade genética pode predispor as espécies a doenças, reduzir a produtividade e limitar a evolução e o melhoramento genético e, assim, indo no sentido contrário da sustentabilidade e estabilidade dos ecossistemas (RAJORA; PLUHAR, 2003).

Em termos gerais, o corte seletivo e a fragmentação têm três principais efeitos sobre as populações de espécies arbóreas: a) redução no número total de indivíduos; b) redução no tamanho médio das populações, quando indivíduos são restritos a pequenos fragmentos florestais; e c) isolamento espacial das populações remanescentes, em uma matriz intercalando fragmentos e usos de terras para fins não florestais (YOUNG; BOYLE, 2000). Os efeitos demográficos decorrentes da exploração e fragmentação florestal, por sua vez, podem ter efeitos negativos sobre a genética de populações das espécies arbóreas, como a perda de alelos, redução na heterozigosidade (YOUNG; BOYLE, 2000; SEBBENN et al.

2001; SOUZA et al. 2004; GAINO et al. 2010; MORAES; SEBBENN, 2011; SEBBENN et al. 2011), aumento da divergência genética entre populações por deriva genética (DAYANANDAN et al. 1999; HAMILTON, 1999; YOUNG; BOYLE, 2000; SOUZA et al. 2004), aumento da taxa de autofecundação (MURAWSKI et al. 1994; ALDRICH; HAMRICK, 1998; SEBBENN et al. 2001; DICK, 2001; OBAYASHI et al. 2002; MORAES; SEBBENN, 2011; FERES et al. 2012; MANOEL et al. 2012) e a ruptura no fluxo de genes via pólen e sementes entre populações (YOUNG et al. 1996; HAMILTON, 1999; MORAES e SEBBENN, 2011; SEBBENN et al. 2011; MANOEL et al. 2012), alterando a vizinhança genética reprodutiva e o sistema de reprodução (SEOANE et al. 2001; ALDRICH; HAMRICK, 1998) e, conseqüentemente, a endogamia, coancestria e o tamanho efetivo das populações descendentes.

Diferentes modelos de simulação têm sido utilizados para entender os impactos de processos do corte seletivo e fragmentação florestal sobre a diversidade genética de espécies arbóreas (ASPI; LUMME 2000; ALSTAD et al. 2003; KUTOVSKII et al. 2004), embora a maioria destes modelos não acomode modelos de crescimento e sobreposição de gerações. Um modelo com tais características foi desenvolvido por Degen et al. (1996), para estudar a dinâmica espacial e temporal da estrutura genética de populações de espécies arbóreas temperadas sob regime de exploração. Esse modelo, denominado de Ecogene foi expandido para estudos com espécies arbóreas tropicais, com a inclusão de módulos referentes à polinização e dispersão de sementes por animais. O modelo Ecogene combina elementos da genética de populações, dinâmica demográfica e modelos de crescimento e exploração florestal. O modelo é alimentado com dados observados de genótipos nucleares codominantes (isoenzimas, RFLP e SSR) e de herança citoplasmática (cpDNA, mtDNA) de distribuição espacial conhecida. Diferentes processos podem ser simulados, como sobreposição de gerações, fluxo gênico, sistema de reprodução, fenologia de florescimento, dispersão de pólen e sementes, seleção, deriva genética, competição e cenários de exploração como tamanho do ciclo, intensidade e diâmetro mínimo de corte (DEGEN; WATSON, 2004). O Ecogene tem sido utilizado para estudos dos impactos de diferentes práticas de exploração florestal, fragmentação e efeitos da poluição sobre a estrutura genética de espécies arbóreas (DEGEN; SCHOLTZ, 1998; DEGEN et al. 2002; DEGEN; WATSON, 2004; DEGEN et al. 2006; SEBBENN et al. 2008; LACERDA et al. 2013; VISON et al. 2014). Assim, Degen et al. (2002), utilizando o modelo Ecogene compararam os efeitos da exploração e fragmentação florestal sobre os níveis de diversidade genética de *Jacaranda copaiba*, na Guiana Francesa, observaram uma significativa redução no tamanho efetivo reprodutivo das populações

submetidas ao corte seletivo (68% de perda de tamanho efetivo) e fragmentação (79% de perda de tamanho efetivo), demonstrando claramente que em ambos processos de intervenção tinham consequências negativas sobre a genética da espécie. Os autores também observaram que só haveria sustentabilidade genética e volumétrica se os planos de manejo fossem baseados em ciclos de corte de 150 anos.

Os efeitos do corte na floresta e fragmentação sobre a diversidade genética de uma espécie pode ser acumulado ao longo das gerações. Assim, considerando o fato de que *A. angustifolia* é uma árvore de vida longa (pode viver mais de 200 anos), os efeitos do corte seletivo pode ser conhecido utilizando modelos de simulação, como por exemplo, modelo Ecogene. Este modelo foi desenvolvido para estudar os efeitos de curto e longo prazo da exploração madeireira da floresta sobre a diversidade genética e demografia de espécies de árvores (DEGEN et al. 1996). O modelo Ecogene combina elementos da genética populacional, dinâmica demográfica, o crescimento das árvores e manejo florestal. Este modelo tem sido eficientemente utilizado para estudar os efeitos do corte da floresta, a fragmentação e a poluição do ar sobre a diversidade genética de espécies de árvores (DEGEN; SCHOLTZ 1998; DEGEN et al. 2002; DEGEN et al. 2006; SEBBENN et al. 2008).

2.3 MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL

Manejo florestal é um conjunto de técnicas empregadas para colher parte das árvores grandes (DAP >50 cm), de tal maneira que as menores (DAP < 50 cm) sejam protegidas para serem colhidas no futuro. Com adoção do manejo, a produção de madeira pode ser contínua ao longo dos anos, sendo que o termo manejo é empregado de uma forma correta de se obter um planejamento nas atividades a serem executadas. Quando se fala em manejo florestal, entende-se o planejamento do uso racional de qualquer produto que seja retirado da floresta, os benefícios econômicos do manejo florestal superam os custos. Em curto prazo, tais benefícios decorrem em virtude do total controle e facilidade para planejamento da exploração e redução dos desperdícios de madeira. Em longo prazo o efeito dos benefícios do manejo florestal, como redução de desperdícios, maior crescimento e redução de danos às árvores remanescentes resultariam em receita líquida maior (IMAZON, 1998).

2.4 LEGISLAÇÃO QUE REGULAMENTA O MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL

Para entender o manejo florestal, primeiramente é preciso ter o conhecimento das diretrizes legais que regulamenta estas atividades. De acordo com o novo código florestal brasileiro, Lei Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012, a exploração dos recursos madeireiros das florestas naturais só pode ser realizada conforme o plano de manejo florestal sustentável (PMFS), onde no artigo 22 desta lei estabelece diretrizes para a execução deste plano de manejo, tais como: i) não descaracterizar a cobertura vegetal e não prejudicar a conservação da vegetação nativa da área; ii) assegurar a manutenção da diversidade das espécies; iii) conduzir o manejo de espécies exóticas com a adoção de medidas que favoreçam a regeneração de espécies nativas. No artigo 31 do novo código florestal, paragrafo 1º O PMFS deve atender os seguintes fundamentos técnicos e científicos:

- i) caracterização dos meios físico e biológico;
- ii) determinação do estoque existente;
- iii) intensidade de exploração compatível com a capacidade de suporte ambiental da floresta;
- iv) ciclo de corte compatível com o tempo de restabelecimento do volume de produto extraído da floresta;
- v) promoção da regeneração natural da floresta;
- vi) adoção de sistema silvicultural adequado;
- vii) adoção de sistema de exploração adequado;
- viii) monitoramento do desenvolvimento da floresta remanescente;
- ix) adoção de medidas mitigadoras dos impactos ambientais e sociais.

Está previsto em Lei, (Nº 12.651/2012) que o detentor do plano de manejo encaminhará relatório anual ao órgão ambiental competente com as informações sobre toda a área de manejo florestal sustentável e a descrição das atividades realizadas. O PMFS será submetido a vistorias técnicas para fiscalizar as operações e atividades desenvolvidas na área de manejo.

A Instrução Normativa Nº 05, de 11 de Dezembro de 2006 e a Resolução nº 406, de 02 de Fevereiro de 2009, regulamentam os parâmetros de limitação e controle da produção para a promoção da sustentabilidade, a intensidade de corte proposta no PMFS será definida de forma a propiciar a regulação da produção florestal, visando garantir a sua sustentabilidade, e levará em consideração os seguintes aspectos:

- i) estimativa da produtividade anual da floresta manejada ($m^3/ha/ano$), para o grupo de espécies comerciais, com base em estudos disponíveis na região;

- ii) ciclo de corte inicial de no mínimo 25 anos e de no máximo 35 anos para o PMFS Pleno e de, no mínimo, 10 anos para o PMFS de Baixa Intensidade;
- iii) estimativa da capacidade produtiva da floresta, definida pelo estoque comercial disponível (m^3/ha), com a consideração do seguinte:
 - a) os resultados do inventário florestal da Unidade de Manejo Florestal (UMF);
 - b) os critérios de seleção de árvores para o corte, previstos no PMFS.

São estabelecidas as intensidades máximas de corte de $30 \text{ m}^3/\text{ha}$ para o PMFS Pleno com ciclo de corte inicial de 35 anos e $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ para o PMFS de Baixa Intensidade com ciclo de corte inicial de 10 anos.

O Diâmetro Mínimo de Corte (DMC) será estabelecido por espécie comercial manejada, mediante estudos, que observem as diretrizes técnicas disponíveis, considerando conjuntamente os seguintes aspectos:

- i) distribuição diamétrica do número de árvores por unidade de área (n/ha), a partir de 10 cm de Diâmetro à Altura do Peito (DAP), resultado do inventário florestal da UMF;
- ii) outras características ecológicas que sejam relevantes para a sua regeneração natural.

Pode haver modificação no diâmetro mínimo de corte por espécies quando se dispuser de estudos técnicos realizados na região do PMFS, por meio de notas técnicas. Fica estabelecido o DMC de 50 cm para todas as espécies, para as quais ainda não se estabeleceu o DMC específico. Quando do planejamento da exploração de cada Unidade de Produção Anual (UPA), a intensidade de corte é estipulada observando também os critérios por espécie como a manutenção de pelo menos 10% do número de árvores por espécie, na área de efetiva exploração da UPA, que atendam aos critérios de seleção para corte indicados no PMFS, respeitando o limite mínimo de manutenção de 3 árvores por espécie por 100 ha, manutenção de todas as árvores das espécies cuja abundância de indivíduos com DAP superior ao DMC seja igual ou inferior a 3 árvores por 100 hectares de área de efetiva exploração da UPA.

2.5 CORTE SELETIVO DE ÁRVORES

Conforme muitas pesquisas apontam, os danos provocados pelo corte seletivo de árvores chega a dobrar a perturbação ambiental em uma determinada área, caso esse processo seja somado aos distúrbios causados pelo desmatamento tradicional, sendo que, para o setor madeireiro muitos pesquisadores apontam que ainda é um método positivo na extração da matéria prima. Quando este corte seletivo é executado de forma errônea as atividades

chamadas de seletivas apenas funcionam como porta de entrada para o desmatamento mais agressivo, feito para abrir pastos ou lavouras.

Para que a sustentabilidade do manejo florestal de florestas nativas possa ser atingida, devem-se considerar aspectos relacionados com a regeneração de espécies remanescentes que ocorrem na população. Nesse sentido, devem-se avaliar os impactos causados por intervenções, como o corte seletivo sobre a regeneração natural (SCOLFORO, 1998). Delgado (1995) explica que um dos principais efeitos da exploração seletiva é a redução do número de árvores existentes e a danificação na vegetação remanescente. Um considerável número de árvores pequenas é danificado quando se derruba ou arrasta as árvores abatidas, por serem mais vulneráveis do que as árvores maiores. Em suas pesquisas Martins et al. (1997) verificaram que a maior parte dos danos à vegetação ocorreu durante a queda das árvores, contribuindo para a formação de clareiras.

O corte seletivo quando empregado com as técnicas de manejo florestal sustentável, visando causar o menor impacto possível à área, pode ser benéfica à abertura das clareiras no dossel da floresta, favorecendo assim a regeneração de novos indivíduos, fato que foi constatado por Carvalho (1992) que analisou 37.000 indivíduos/ha (altura > 30cm e DAP < 5cm) logo após exploração madeireira e 42.776 indivíduos/ha cinco anos depois. Evidenciou-se que a abertura de clareiras favorece o crescimento de indivíduos menores e o nascimento de novos indivíduos, contribuindo assim para o aumento da densidade. Meyer (2008) avaliou a estrutura do estrato regenerante e impacto do corte seletivo de árvores sobre a regeneração natural em uma floresta estacional decidual. Quanto aos danos, houve uma redução do número de indivíduos nas diferentes classes de tamanho, mas a proporção de plantas danificadas aumentou, em todas as classes. Os danos mais frequentes foram a quebra de indivíduos e danos na copa. Para Barreira et al. (2000), quando estudaram os efeitos de diferentes intensidades do corte seletivo sobre a regeneração natural do cerrado *censo stricto* e também o efeito do tempo após a exploração na dinâmica da regeneração natural, observaram que o número de indivíduos recrutados na regeneração natural e também o número de indivíduos mortos foram altamente influenciados pelo tempo, após a exploração do estrato arbustivo-arbóreo. Outro fato constatado também foi que o número médio de indivíduos recrutados apresentou comportamento inverso ao da mortalidade ao longo do tempo. Enquanto o recrutamento decresceu com o tempo, a mortalidade apresentou uma tendência clara em aumentar, após a exploração. Lima et al. (2002), estudando a variação na densidade de regeneração de cinco espécies arbóreas de valor comercial, em relação a diferentes intensidades de corte seletivo de madeira, verificaram que houve aumento no número de

indivíduos de algumas espécies conforme o aumento da intensidade de corte seletivo. Mas Laufer et al. (2013) explicam que o corte seletivo tem sido considerado uma das perturbações antrópicas menos prejudiciais para as comunidades de animais e plantas, e grande parte da literatura de conservação de florestas tropicais tem se concentrado no distúrbio da extração de madeira. Bortolossi (2007) demonstra que é fundamental que se obedecam as normas para o corte das espécies da flora, quer seja um corte seletivo ou um corte de nativas plantadas para favorecer a continuidade da espécie, de modo especial, as ameaçadas de extinção, como o caso da araucária. A Instrução Normativa 06 de 23 de setembro de 2008 lista as espécies ameaçadas de extinção de todos os biomas do território nacional ficando proibido o corte ou qualquer forma de exploração para fins madeireiro.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCAL DE ESTUDO

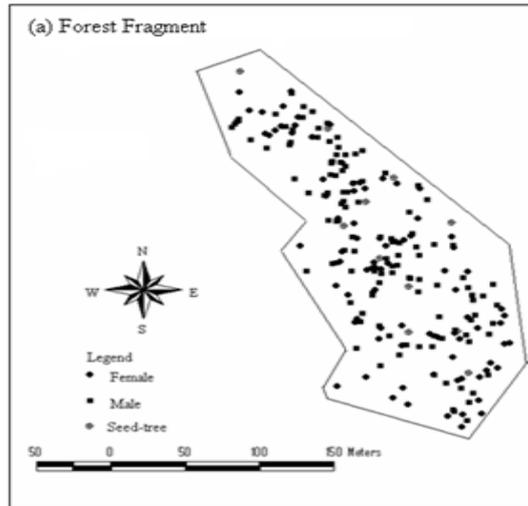
O estudo dos diferentes cenários de corte seletivo de árvores de *A. angustifolia* foi conduzido em um pequeno fragmento florestal de 5,4 ha (Figura 01) situada na Reserva Indígena da Mangueirinha que está localizada no planalto do estado do Paraná no município de Mangueirinha, dentro das bacias do rio Iguaçu (latitude 25° 57' S e longitude 52° 11' W). A altitude da área é de aproximadamente 450 m, próximo ao rio Iguaçu a 900 m no extremo sul da fronteira do fragmento. Os solos regionais são bem desenvolvidos e relativamente férteis. O clima é de transição entre subtropical (Cfa) para temperado (Cfb), segundo a classificação de Köppen. A precipitação média anual de 1.800 a 2.100 mm. A temperatura média anual varia de 16 a 20° C e a umidade relativa varia entre 70 e 80%. A vegetação natural da região foi floresta de *A. angustifolia* com outras espécies folhosas associadas. A fragmentação florestal desta região ocorreu entre 1920-1980 e a paisagem atual compreende um mosaico de manchas de terras agrícolas, pastagens, estepes remanescentes, áreas urbanas e áreas florestais (BITTENCOURT; SEBBENN, 2007; 2008; 2009).

A espécie em estudo é a *Araucaria angustifolia*, espécie conífera, dióica, polinizada pelo vento e economicamente importante nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. No século passado, a espécie foi intensamente explorada pelo regime de corte raso, sendo que hoje existem menos de 3% de suas florestas originais. Se isso não bastasse, recentemente, levantou-se a hipótese de voltar a explorar as florestas remanescentes de *A. angustifolia*, utilizando-se o corte seletivo, com base para planos de manejo de baixo impacto.

A escolha desta área foi devido já ter sido objeto de estudos da diversidade genética, endogamia, estrutura genética espacial intrapopulacional, sistema de reprodução e dispersão efetiva e realizada de pólen e sementes (BITTENCOURT; SEBBENN, 2007; 2009). Estes parâmetros são básicos para a calibração do modelo de simulação EcoGene (DEGEN et al. 2006; SEBBENN et al. 2008). O fragmento florestal em estudo é cercado por intensa atividade agrícola e pastagem e não tem qualquer outra floresta de araucária próxima (distância > 4 km). No entanto, é possível observar árvores isoladas de *A. angustifolia* ou pequenos grupos de árvores na paisagem (BITTENCOURT; SEBBENN, 2007). Devido a

isto, este fragmento é um bom modelo para o estudo dos efeitos do corte seletivo de árvores associado à manejo florestal devido ao alto grau de isolamento genético da população de *A. angustifolia*. Regeneração pode ser encontrada neste fragmento, árvores adultas estão dentro de diferentes idades e é possível supor que todos os indivíduos juvenis foram produzidos após a fragmentação. Antes de 1990, este fragmento também foi explorado por corte seletivo de árvores.

Figura 1 - Mapa da distribuição espacial de indivíduos de *Araucaria angustifolia* analisados em um fragmento florestal



Fonte – Bittencourt e Sebbenn (2007).

3.2 COLETA DE AMOSTRAS PARA ANÁLISE DE DNA

Nesta área, todas as árvores adultas foram mapeadas, medido o DAP e altura total, tiveram tecidos foliares amostrados, sexadas e genotipadas para oito locos microssatélites. A distinção entre feminino e masculino foi feita por observação direta dos cones masculinos e femininos. Também foram mapeadas, amostradas e genotipadas todas as plantulas e juvenis, e realizado coletas de sementes de polinização aberta de pelo menos 11 árvores matrizes de acordo com Bittencourt e Sebbenn (2007; 2009). No fragmento florestal existem 124 árvores masculinas e 104 femininas de *A. angustifolia*, o que resulta em densidades de 42,22 árvores/ha. O DAP varia de 14 a 130 cm, a altura varia de 7 a 27 m e a idade varia provavelmente entre 46 e 250 anos. Tecidos foliares foram coletados em 158 juvenis amostradas aleatoriamente.

3.3 EXTRAÇÃO DE DNA E ANÁLISE DE MICROSSATÉLITES

O DNA genômico total foi extraído utilizando o método de Mazza e Bittencourt (2000). O procedimento de amplificação e de detecção de oito marcadores microssatélites são descritos em Salgueiro et al. (2005). Os oito locos utilizados foram CRCAc2, AG23, Ag62, Ag45, CRCAc1, AG20, AG56 e AG94.

3.4 MODELO DE SIMULAÇÃO ECOGENE

As análises foram realizadas utilizando o modelo de simulação Ecogene (DEGEN 2004). No início da simulação, o modelo foi inicializado pela leitura dos dados de entrada (8 locos microssatélites) e pela definição dos parâmetros descritos na Tabela 1. Cada ano simulado incluem passos de "crescimento", "reprodução" e "mortalidade".

3.5 REPRODUÇÃO, DISPERSÃO DE PÓLEN, FERTILIDADE E DISPERSÃO DE SEMENTES

A reprodução sexual simulada incluiu parâmetros que controlam a fenologia de floração, as diferenças na fertilidade de machos e fêmeas, bem como a dispersão de pólen e sementes. Observações sobre fenologia de floração, demonstraram que a espécie floresce uma vez por ano (Tabela 1), a proporção de floração de plantas na população varia entre a idade (percentagem mínima e máxima de floração em adultos na Tabela 1) são necessário que as árvores tenham um determinado diâmetro para estar fértil (diâmetro mínimo para florescimento das árvores na Tabela 1). Todos estes parâmetros definem a sobreposição de floração no interior da fase de floração do sexo feminino e masculino entre diferentes indivíduos de uma população, como é no caso da *A. angustifolia* por ser uma espécie dióica. Para imitar a ocorrência de árvore fêmea e macho um locus que controla o sexo foi adicionado às simulações. Assumiu-se o genótipo 11 para os machos e 12 para as fêmeas. Nesses locais as proporções sexuais foram de cerca de 1:1.

Tabela 1 - Parâmetros nos cenários de simulações de populações de *Araucaria angustifolia*

Nº	Parâmetros	Valores
<i>Crescimento</i>		
P1	Taxa média de crescimento (cm/anos)	0,50
P2	Desvio padrão da taxa de crescimento (cm/ano)	0,25
P3	Correlação temporal de crescimento	0,50
P4	Máximo diâmetro de crescimento a um percentil de 95% (cm)	150
<i>Demografia</i>		
P5	Densidade para a classe de diâmetro 0-10 (N/ha)	14,00
P6	Densidade para a classe de diâmetro 10-20 (N/ha)	10,00
P7	Densidade para a classe de diâmetro 20-30 (N/ha)	6,20
P8	Densidade para a classe de diâmetro 30-40 (N/ha)	5,00
P9	Densidade para a classe de diâmetro 40-50 (N/ha)	4,50
P10	Densidade para a classe de diâmetro 50-60 (N/ha)	3,90
P11	Densidade para a classe de diâmetro 60-70 (N/ha)	3,40
P12	Densidade para a classe de diâmetro 70-100 (N/ha)	1,86
P13	Densidade para a classe de diâmetro 100-150 (N/ha)	0,65
<i>Fenologia</i>		
P14	Porcentagem de adultos florescendo – Mínimo	80
P15	Porcentagem de adultos florescendo – Máximo	95
P16	Mínimo diâmetro para florescimento de uma árvore (cm)	18
P17	Ritmo de florescimento (florescimento/anos)	1/1
<i>Polinização</i>		
P18	Distância de polinização aleatória (m)	200
<i>Dispersão de sementes</i>		
P19	Proporção de dispersão por gravidade (%)	50
P20	Proporção de dispersão por animais (%)	50
P21	Distância de dispersão aleatória (m)	100

Fonte: Bittencourt e Sebbenn (2007; 2009)

3.6 A POLINIZAÇÃO PELO VENTO

Somente as árvores que têm o mesmo período de floração podem ser candidatas para cruzar. A produção de sementes foi simulada, tendo em conta a variação da fertilidade masculina e feminina entre árvores. Árvores com maior fertilidade feminina ou masculina (maior número de óvulos ou grãos de pólen produzido) têm uma probabilidade proporcionalmente maior de contribuir com óvulos ou pólen para as sementes de amostra. Para cada árvore florida foi atribuído um valor relativo para o seus óvulos e produção de pólen, proporcional a seu DAP, valor este retirado da distribuição normal (proporção de pólen disperso pelo vento; proporção de dispersão de sementes por gravidade e pequenas aves, Tabela 1). A dispersão de sementes foi simulada como sendo 50% por gravitação e 50% por animais, seguindo uma função exponencial negativa. A dispersão de sementes foi simulada por uma distribuição aleatória com uma pré-definida faixa de 100 m ao redor das árvores matrizes, conforme Bittencourt e Sebbenn (2007).

3.7 MORTALIDADE

O número de árvores/ha de cada classe de diâmetro ($N/ha = \text{valor alvo}$) e o diâmetro limite inferior em centímetros para cada classe foram medidos no fragmento. A distribuição de frequência de diâmetro observado foi considerada o "alvo" absoluto. Quando houver reprodução suficiente à população voltará a esta distribuição diâmetrica. O modelo de cálculo da probabilidade de mortalidade foi partir da relação das densidades real e a densidades alvo. As mortalidades densidades dependentes foram aplicadas à área da população total (Tabela 2).

Outro conjunto de parâmetros caracterizou a mortalidade pós corte seletivo. Para três diferentes classes de diâmetro foram considerados limites específicos de diâmetros e mortalidades. Na simulação assumiu-se taxa de mortalidade entre 10 e 20%: mortalidade de 20% para DAP de 0-10 cm, mortalidade de 15% para DAP de 10-20, mortalidade de 10% para DAP de 20-45 cm.

3.8 CENÁRIOS

Para cada população três cenários sem corte seletivo e 27 cenários com corte seletivo, representando combinações de três diâmetros mínimos de corte, DMC (50, 75 e 100 cm), três ciclos de corte, CC (30, 60 e 90 anos) e três intencidades de corte, IE (90, 40 e 20%), acima

do DMC foram simuladas (Tabela 2). Todos os cenários foram simulados para taxa média de crescimento anual de 0,5 cm (desvio padrão = 0,25 cm). Essa taxa de crescimento foi inferida a partir do observado em teste de procedências de *A. angustifolia* (0,49 cm/ano, medida aos 21 anos, (SEBBENN et al. 2003) 0,62 cm/ano, medida a 18 anos, (SEBBENN et al. 2004); 0,68 cm/ano, medida a 30 anos, (SEBBENN et al. 2004), crescendo em Itapeva, estado de São Paulo. Foi usado o valor mínimo da média de crescimento anual, devido as árvores tenderam a reduzir esta taxa com o aumento da idade e como a espécie é de vida longa. Conforme Carvalho (2003) pode viver mais de 200 anos e esta taxa deve ser ainda menor no final da vida dos indivíduos.

O modelo de simulação Ecogene tem vários elementos estocásticos, as simulações de cada cenário foram repetidas 100 vezes e os resultados apresentados representam a média destas 100 simulações, com o respectivo intervalo de confiança a 95% de probabilidades, estimados das 100 repetições de cada cenário.

Os parâmetros estimados foram o número de indivíduos (N), área basal em m² (AB), o número total de alelos (k), heterozigosidade média esperada (H_e), heterozigosidade média observada (H_o), índice de fixação (F), a distância genética de Gregorius ($D_{Gregorius}$) entre a população inicial (1 ano) e a população final das simulações (122, 242 e 362 anos) e o número de genótipos unilocos (NG).

Tabela 2 - Configurações de parâmetros para quatro cenários controles (C1, C2 e C3) sem corte seletivo de árvores e para nove cenários (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9) de corte com diâmetros mínimo de cortes (DMC) e diferentes intensidades de cortes (20, 40 e 90%) utilizados nas simulações

Cenários	Primeiro ano de corte	Ano Final	DMC (cm)	Ciclos (anos)	Intensidade (%)
C1	-	122	-	-	-
1	2	122	50	30	20, 40, 90
2	2	122	75	30	20, 40, 90
3	2	122	100	30	20, 40, 90
C2	-	242	-	-	-
4	2	242	50	60	20, 40, 90
5	2	242	75	60	20, 40, 90
6	2	242	100	60	20, 40, 90
C3	-	362	-	-	-
7	2	362	50	90	20, 40, 90
8	2	362	75	90	20, 40, 90
9	2	362	100	90	20, 40, 90

Fonte: Dados da pesquisa

Tabela 3 - Parâmetros demográficos e genéticos da população inicial para os cenários controle e simulação de exploração da espécie *Araucaria angustifolia*

Parâmetros	<i>Araucaria angustifolia</i>
Tamanho da população: N	335
Área Basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$): AB	4,068
Número total de alelos: A	77
Heterozigosidade observada: H_o	0,507
Heterozigosidade esperada: H_e	0,541
Índice de fixação: F	0,069
Número de genótipos unilocos: NG	189,3

Fonte: Dados da pesquisa

Finalmente, para analisar o efeito do tamanho da população sobre os parâmetros genéticos de diversidade, utilizou-se o coeficiente de correlação de Spearman (ρ) entre o tamanho final população (N) em 122, 242 e 362 anos e os índices de diversidade genética: k , H_o , H_e , F , $D_{Gregorius}$ e NG . Estes parâmetros foram estimados como:

Área basal total em m^2 :

$$AB = \sum_{i=1}^N \left[\frac{\pi(DAP)^2}{4} \right]$$

.....01

Heterozigosidade média esperada:

$$H_e = \frac{1}{l} \sum_{i=1}^l \left(1 - \sum P_k^2 \right)$$

.....02

em que P_k é a frequência do alelo k no loco i e l é o número de loco.

Heterozigosidade média observada:

$$H_o = \frac{1}{l} \sum_{i=1}^l \left[1 - \left(\frac{H_o(i)}{H_e(i)} \right) \right]$$

.....03

em que $H_o(i)$ é a heterozigosidade observada no loco i .

Média do índice de fixação:

$$F = \frac{1}{l} \sum_{i=1}^l (1 - P_{ii})$$

.....04
em que P_{ii} é a frequência dos genótipos homozigotos no loco i ,

Distância genética de Gregorius entre a população inicial (ano 1) e a população no final das simulações:

$$D_g(i; j) = \frac{1}{2} \sum_{k=1}^n |P_{ik} - P_{jk}| \leq 1$$

.....05

Em que, i e j representam as populações i e j , n é o número de alelos ou haplótipos, P_i e P_j são as frequências relativas do k -ésimo alelo ou haplótipo no i -ésimo e j -ésimo populações

Neste trabalho foi utilizado a distância genética de Gregorius em vez de estatísticas F_{ST} para quantificar a diferença genética nas frequências alélicas da população inicial e final, visto F_{ST} ser uma medida viesada (GREGORIUS et al. 2007; HEDRICK, 2005; JOST, 2009).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CICLOS DE CORTE

A população controle manteve seu tamanho estável em relação à população inicial durante todo o período de simulação (Figura 2). Os resultados dos cenários de corte seletivo apresentaram variação no tempo necessário para a recuperação da AB entre os diferentes DMC e IE. Para DMC de 50 cm (Figura 2 A1, 2 e 3), levando em consideração a AB antes do corte, a recuperação ocorreu com 54 anos para IE 20%. Para o cenário com IE de 40%, o tempo necessário para a recuperação foi de 74 anos e para a IE de 90% a recuperação ocorreu após 84 anos.

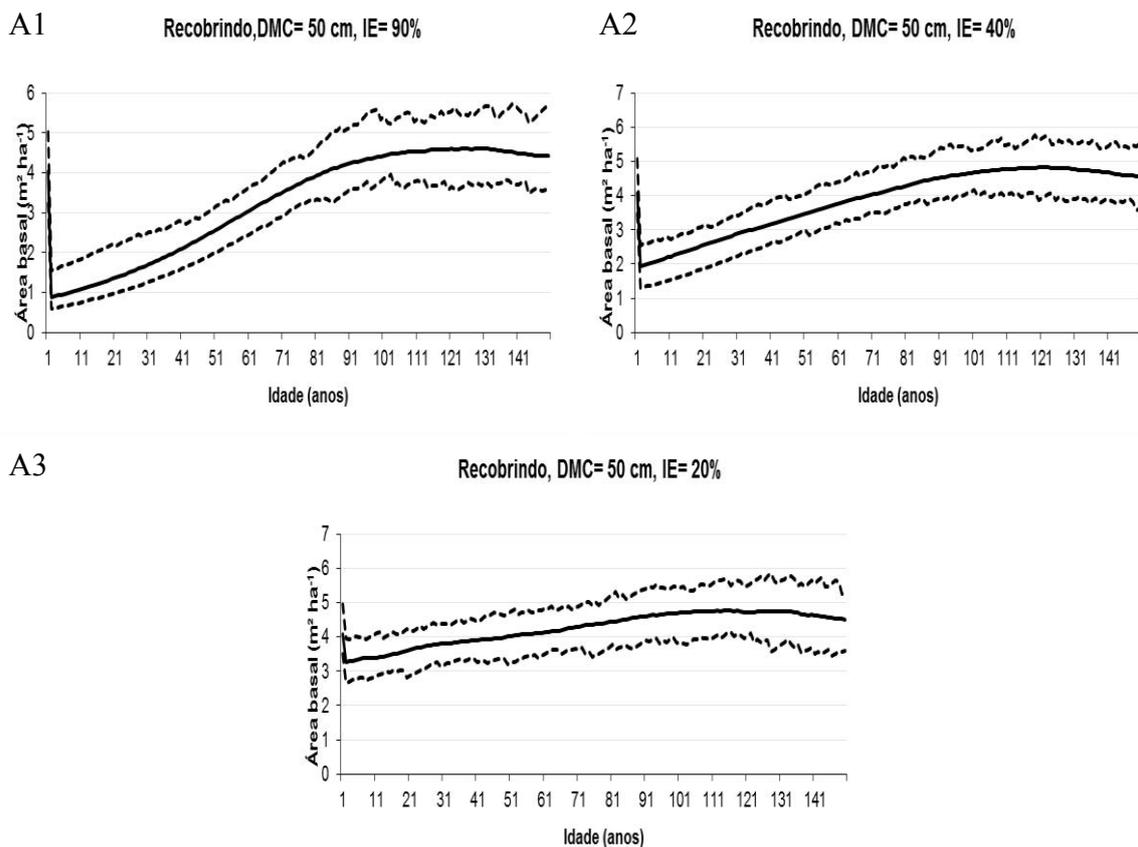
Nos cenários de DMC de 75 cm (Figura 02 B1, 2 e 3), a recuperação da AB com menor tempo foi para a IE de 20%. Neste caso, foram preservados 80% dos indivíduos após o corte e a AB apresentou recuperação completa em 31 anos. Quando a intensidade de exploração foi de 40% dos indivíduos, a AB recuperou-se com o tempo de 44 anos e para a IE de 90% a AB foi recuperada após 56 anos. Finalmente, para o DMC de 100 cm (Figura 2 C1, 2 e 3), o tempo de recuperação da AB variou pouco entre os três níveis de IE, variou entre 20 e 22 anos para recuperação da AB. Como exposto, é verificado a recuperação da AB mais rápida para as menores IE, visto que quanto menor a IE, maior o número de indivíduos remanescentes após o corte e mais rápido a população recobre a AB.

Os manejos de exploração sustentável das florestas naturais segue as diretrizes da a IN 05 de 11 de Novembro de 2006, onde o cenário amparado pela lei é com DMC de 50 cm, IE de 90% e CC mínimo 25 anos e de no máximo 35 com volume máximo permitido para o manejo florestal de 30 m³ha⁻¹. De acordo com este estudo, o cenário de exploração que a lei ampara não é sustentável para a *A. angustifolia*. O manejo florestal sustentável de populações de *A. angustifolia*, em termos de AB, poderia ser feito para o DMC de 50 cm e IE de 90%, se os ciclos de corte fossem de 84 anos. Se por sua vez, a IE fosse reduzida para 40%, seriam necessários 74 anos e se reduzida para 20%, seria necessário apenas 54 anos para a população recuperar a AB inicial.

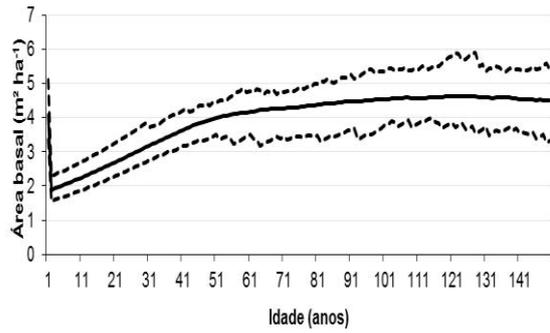
Considerando a dificuldade de se estabelecer longos ciclos de corte em um país tropical como o Brasil, devido a cultura imediatista dominante, os resultados indicam a

necessidade de aumentar o DMC. Por exemplo, para DMC de 75 cm e IE de 20%, o manejo florestal sustentável em termos de AB poderia ser atingido em aproximadamente 30 anos (31 anos). Se fosse adotado o DMC de 100 cm, poderia utilizar a IE de 90%, que o manejo florestal sustentado seria atingido em aproximadamente 20 anos (22 anos). É importante ressaltar que o manejo florestal em áreas naturais depende da regeneração, e que para esta ocorrer é necessário a existência de indivíduos reprodutivos na área o que em *A. angustifolia*, significa indivíduos com mais de 20 anos de idade (SANT'ANNA et al. 2011). Outro ponto importante é a necessidade de se manter árvores matrizes, bem como machos na área que apresentem bom vigor de crescimento, forma do fuste e ausência de doenças para serem os pais da próxima geração, o que poderia ser considerado como um método de melhoramento florestal. Novas gerações poderão ser ainda melhores em termos de sanidade, forma do fuste e vigor de crescimento do que as populações atuais.

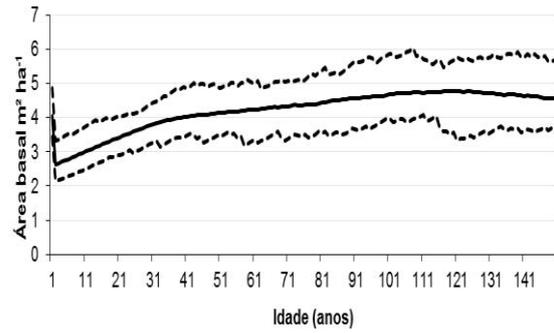
Figura 2 – Cenários de recuperação da área basal de *A. angustifolia* após um único corte em um ciclo de 150 anos



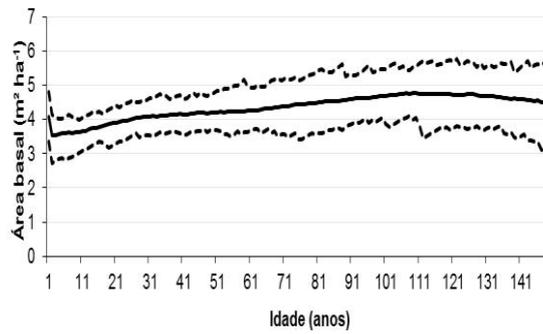
B1 Recobrindo, DMC= 75 cm, IE= 90%



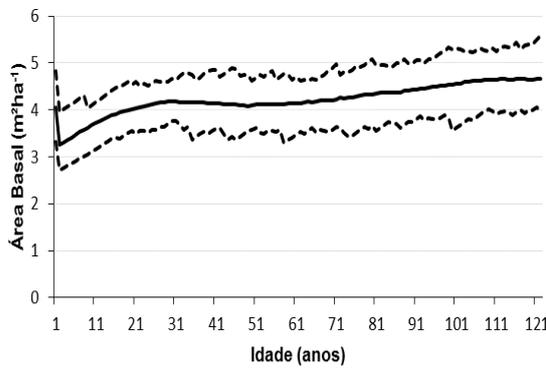
B2 Recobrindo, DMC= 75 cm, IE= 40%



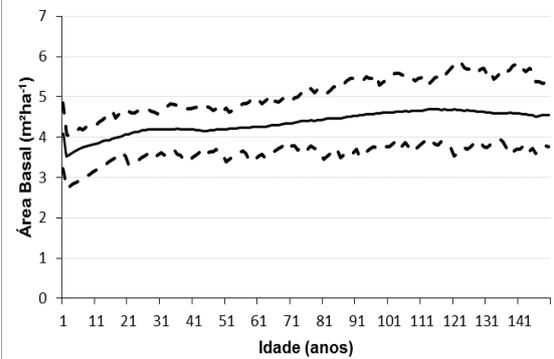
B3 Recobrindo, DMC= 75 cm, IE= 20%



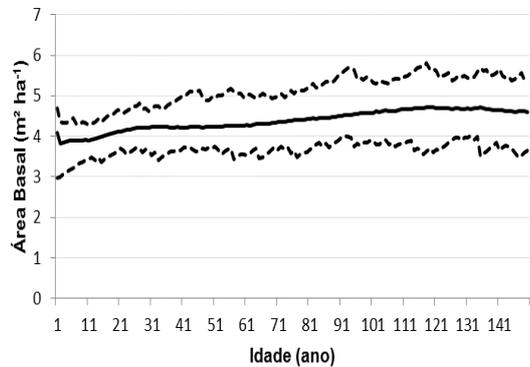
C1 Recobrindo, DMC 100 cm, IE 90%



C2 Recobrindo, DMC 100 cm, IE 40%



C3 Recobrindo, DMC=100 cm, IE=20%



Fonte: Dados da pesquisa

4.2 PARÂMETROS DEMOGRÁFICOS PARA OS CICLOS DE CORTE SELECIONADOS

4.2.1 CICLO DE CORTE DE 30 ANOS

4.2.1.1 NÚMERO DE INDIVÍDUOS PARA CICLO DE CORTE DE 30 ANOS

O número médio de indivíduos (N, Tabela 4) para o cenário controle após 122 anos foi de 515 (IC de 95% de 484 a 549) e no cenário de exploração com DMC de 50 cm e IE de 90%, o N foi de 415 (IC de 95% de 349 a 454), o que mostra a redução de 100 indivíduos em relação ao controle ou, 19,5% do N total de indivíduos entre o controle e o cenário de corte após 122 anos. No cenário com DMC de 50 cm e IE de 40% a redução do N foi menor do que para IE de 90%, mas maior do que o observado para o controle. O valor encontrado foi de 441 (IC 95% de 411 a 465) que em comparação ao controle, apresentou diminuição de aproximadamente 75 indivíduos (redução de 14,4%). Para o cenário com DMC de 50 cm e IE de 20%, houve a menor redução entre os cenários de exploração com DMC de 50 cm, o N médio observado foi de 476 (IC 95% de 444 a 506), o que representa redução de 7,7% do N em relação ao controle. Logo, menores IE, resultam obviamente em menor número de indivíduos sendo explorados e menor diferença em relação a uma situação sem corte seletivo (controle).

As simulações para o cenário de exploração de DMC de 75 (Tabela 4) também mostraram que o corte seletivo causa redução no número de indivíduos. No cenário com DMC de 75 cm e IE de 90%, o N médio observado foi de 462 (IC 95% de 426 a 496) quando confrontado ao controle a redução foi de 54 indivíduos o que representou perda de 10,4% no número total de indivíduos. Para as IE de exploração de 40 e 20% o N médio foi de 469 e 484, acarretando na redução perante ao cenário controle de 9,0 e 6,1% respectivamente.

Quando o cenário foi com o DMC de 100 cm (Tabela 4) como nos anteriores também houve redução no número de indivíduos, porem com menor intensidade ainda, para a IE de 90%, o N médio obtido foi de 486 (IC 95% de 454 a 516), resultando na perda de 54 indivíduos ou redução de 5,8% no número de indivíduos quando comparado ao controle. Nas IE de 40 e 20% os valores médios para N foram de 489 e 491, o que equivale a 5,1 e 4,8% de perda de N em relação ao controle.

Tabela 4 - Parâmetros demográficos após simulações para *Araucaria angustifolia* em diferentes cenários de exploração. Para o ciclos de corte de 30 anos

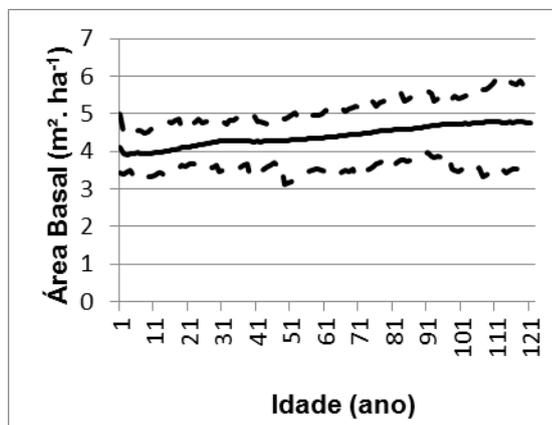
Cenários	DMC (cm)	IE (%)	N (95% IC)	% Mudança N	AB (95% IC) (m ² ha ⁻¹)	% Mudança de AB
Controle	--	--	515 (484 a 549)		4,755 (4,066 a 5,401)	
Exploração	50	90	415 (349 a 454)	-19,5	0,490 (0,328 a 0,692)*	-89,7
Exploração	50	40	441 (411 a 465)	-14,4	1,243 (0,858 a 1,703)*	-73,9
Exploração	50	20	476 (444 a 506)	-7,7	3,287 (2,663 a 4,075)	-30,9
Exploração	75	90	462 (426 a 496)	-10,4	1,891 (1,468 a 2,351)*	-60,2
Exploração	75	40	469 (438 a 500)	-9,0	2,604 (2,069 a 3,158)*	-45,2
Exploração	75	20	484 (453 a 514)	-6,1	3,684 (2,995 a 4,353)	-22,5
Exploração	100	90	486 (454 a 516)	-5,8	3,689 (2,994 a 4,517)	-22,4
Exploração	100	40	489 (455 a 515)	-5,1	3,844 (3,09 a 4,415)	-19,2
Exploração	100	20	491 (464 a 523)	-4,8	4,154 (3,55 a 4,906)	-12,6

Fonte: Dados da pesquisa; DMC - Diâmetro Mínimo de Corte; IE - Intensidade de Exploração; N = número de indivíduos; AB = área basal (*) Significativamente diferente do controle ao nível de 5% de probabilidade

4.2.1.2 ÁREA BASAL PARA CICLO DE CORTE DE 30 ANOS

No cenário controle a área basal (AB) média encontrada de 4,755 m² ha⁻¹ (IC de 95% de 4,066 a 5,401 m² ha⁻¹). Observando a Figura 3 nota-se o crescimento contínuo da AB quando a população de *A. angustifolia* não foi submetida ao regime de corte seletivo.

Figura 3 – Cenários controle para ciclo de exploração de comprimento de 30 anos para *A. angustifolia*

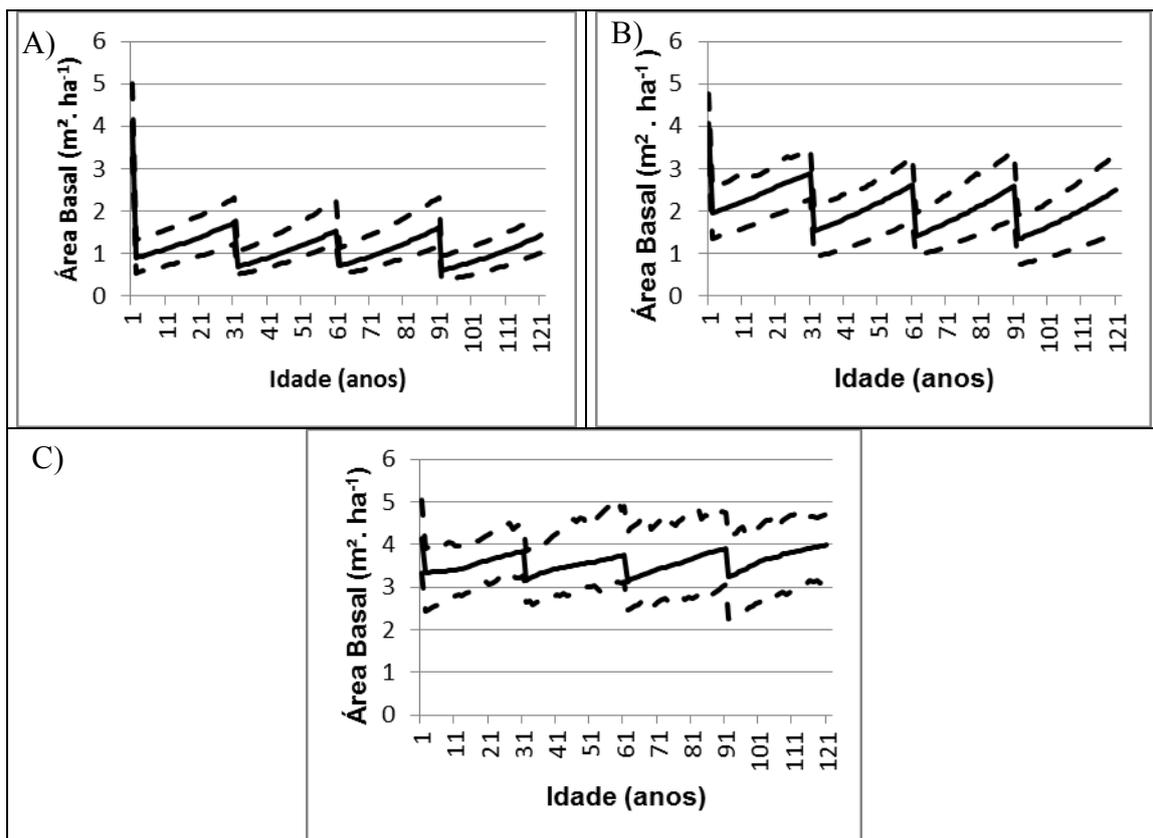


Fonte: Dados da pesquisa

A área basal teve forte influência negativa do cenário de corte com DMC de 50 cm e IE de 90%. A AB média encontrada para este cenário foi de 0,490 m² ha⁻¹ o IC a 95% variou de 0,328 a 0,692 m² ha⁻¹ e quando comparado ao cenário controle, a redução foi de 4,265 m² ha⁻¹, representando perda de 89,7% da AB. De acordo com o IC, esta AB foi significativamente menor do que a do controle. Para este cenário, a média da AB não se

recuperou para todo o ciclo e a AB não ultrapassou sequer os $2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, e quando foram efetuados os cortes a AB se mostrou abaixo de $1 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Figura 4- A). No cenário de exploração de DMC de 50 cm e IE de 40% (Tabela 4) também houve redução significativa da AB em relação ao controle. A AB média foi de $1,243 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC a 95% de $0,858$ a $1,703 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), tendo perda de $3,512 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (73,9% em comparado a população final do cenário controle). Na Figura 4-B é possível verificar o grande decréscimo da AB após o primeiro corte e esta redução é uma constante nos próximos cortes neste cenário. A intensidade de exploração de 20% apresentou as menores perdas de AB entre os cenários de exploração com DMC de 50 cm. A AB média encontrada neste caso foi de $3,287 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, havendo redução de $1,488 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e indicando que a redução foi de 30,9%, mas não diferindo significativamente do cenário controle. Nota-se ainda que há redução na AB (Figura 4-C), mas sua recuperação é maior do que nas outras IE para este DMC sendo que no último ano de simulação (122 anos), a AB está quase igual a inicial.

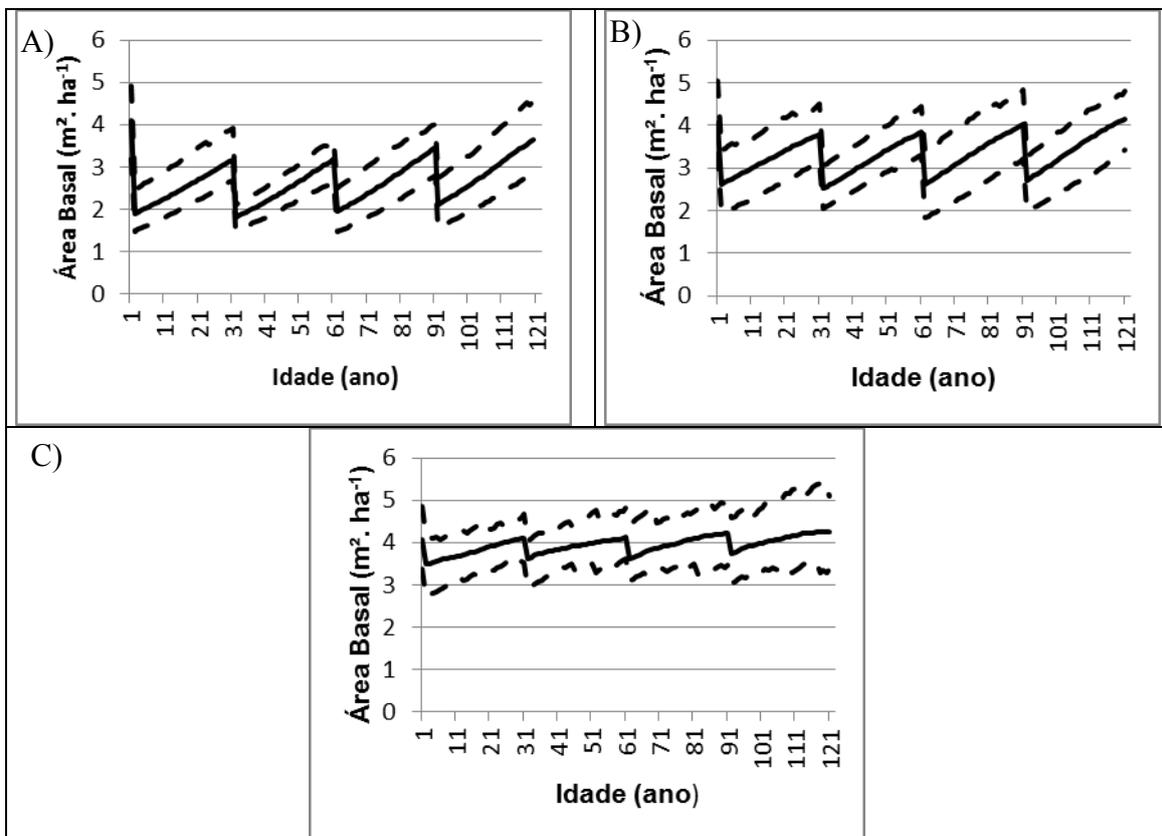
Figura 4 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 30 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 50 cm para *A. angustifolia*



Fonte: Dados da pesquisa; A) - Cenário com intensidade de exploração de 90%; B) - Cenário com intensidade de exploração de 40%; C) Cenário com intensidade de exploração de 20%.

Para o cenário de DMC de 75 cm (Tabela 4) a AB média para a IE de 90% foi de $1,891 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC de 95%), havendo redução de $2,774 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e o que representou perda de 60,2% a AB final. Esta foi significativamente menor do que no cenário controle. Na Figura 5-A, a AB não apresentou recuperação em relação a inicial, havendo pequeno aumento da AB do segundo corte em diante, mas após os quatro CC, a maior AB foi observado no ano 122 da simulação. No cenário com IE de 40% a AB média sendo de $2,604 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC de 95%) o decréscimo em comparação ao cenário controle foi de $2,151 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ implicando na redução de 45,2% sendo esta diferença significativa em nível de 5%. Após o primeiro corte houve redução na AB, nos cortes subsequentes (Figura 5-B). Embora a AB não recuperou em relação ao controle, houve incremento na AB sendo que no último ano da simulação (122 anos) a AB se apresentou bem próxima do controle. Para a IE de 20%, a AB média encontrada foi de $3,684 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC de 95%), representado a redução em relação ao controle de $1,091 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (22,5% da AB inicial), não apresentando significância estatística para esta redução em relação ao controle. Na Figura 5-C é observado a pequena diminuição da AB após os cortes e que há a recuperação da AB para o corte seguinte.

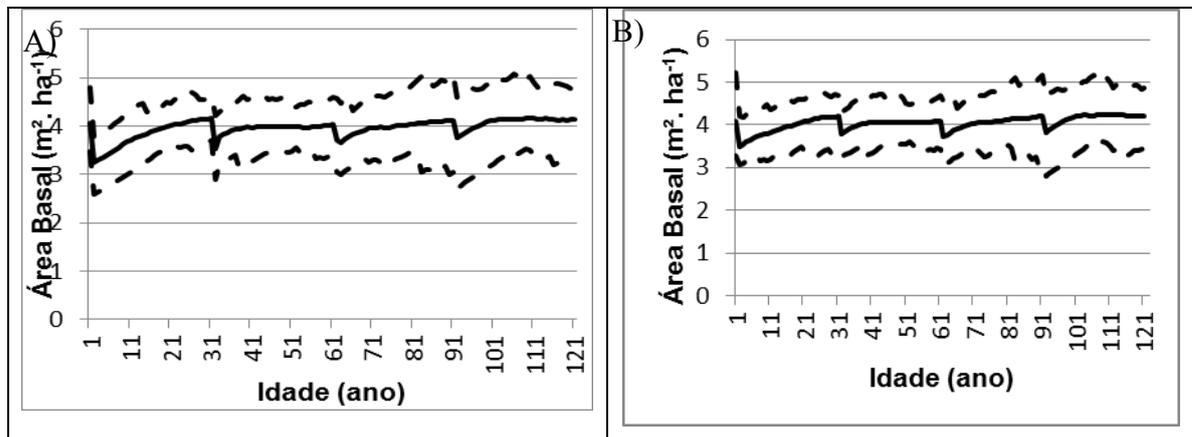
Figura 5 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 30 anos com Diâmetro Mínimo de Corte de 75 cm para *A. angustifolia*

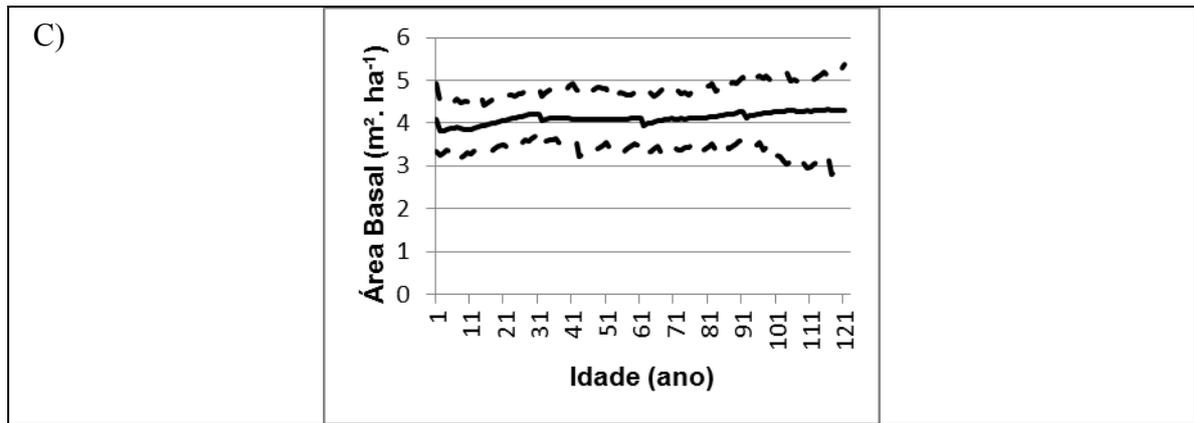


Fonte: Dados da pesquisa; A) - Cenário com intensidade de exploração de 90%; B) - Cenário com intensidade de exploração de 40%; C) Cenário com intensidade de exploração de 20%.

O DMC de 100 cm foi o cenário para comprimento de ciclo de corte de 30 anos que apresentou as menores diminuições da AB e em nenhum dos cenários de corte a diferença foi significativa em relação ao controle. Para a IE de 90% (Tabela 4) foi observado a maior diferença em relação ao controle entre as AB, sendo constatado AB de $3,689 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC de 95% de $2,994$ a $4,517 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), implicando na perda $1,066 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ou o decréscimo de 22,4%. No primeiro corte (Figura 6-A) a redução foi maior do que para os demais cortes e a AB apresenta sinais de recuperação nesta IE como observado. Quando o cenário de exploração teve como IE 40% (Tabela 4) a AB média encontrada foi $3,844 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, reduzindo em $1,066 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, o que representa diminuição de 19,2% em comparação ao cenário controle. Após os cortes (Figura 6-B), o comportamento deste cenário foi similar ao de IE de 90%. Nas devidas proporções, a redução da AB foi maior no primeiro corte e nos cortes posteriores a redução foi menor havendo a recuperação da AB. Para a IE de 20% pouca diferença da AB inicial foi observada. A área basal média foi de $4,154 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC de 95% de $3,55$ a $4,906 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) cuja redução em relação ao controle de $0,601 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, (12,6% de diferença em relação a AB original). No momento da exploração (Figura 6-C) as simulações mostraram pouca interferência do corte na AB, onde que no último ano de simulação a AB final foi maior do que a inicial.

Figura 6 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 30 anos com Diâmetro Mínimo de Corte de 100 cm para *A. angustifolia*





Fonte: Dados da pesquisa; A) - Cenário com intensidade de exploração de 90%; B) - Cenário com intensidade de exploração de 40%; C) Cenário com intensidade de exploração de 20%.

4.2.2 CICLO DE CORTE DE 60 ANOS

4.2.2.1 NÚMERO DE INDIVÍDUOS PARA CICLO DE CORTE DE 60 ANOS

O número de indivíduos (N) observado nas simulações para o cenário controle foi de 505, com IC de 95% variando de 479 a 528 (Tabela 5). No cenário de exploração de DMC de 50 cm e IE de 90% o valor médio observado para N foi de 422 apresentando redução em N em relação ao controle de 84 indivíduos (16,6%). Quando o cenário teve como IE de 40% o N observado neste cenário foi de 443, sendo que em relação ao controle houve redução de aproximadamente 63 indivíduos (12,4% do tamanho total da população em relação a população inicial). No cenário com IE de 20% aconteceu a redução de 6,6% em relação ao cenário controle, indicando que o N foi de 473 e a diferença para o controle de 33 indivíduos.

Nas simulações para os cenários com DMC de 75 cm (Tabela 5), a diminuição em N foi maior na IE de 90%. Este cenário apresentou N de 456, com diferença para o controle de 50 indivíduos (9,8% em relação ao controle). No cenário que a IE foi de 40% o N observado foi de 465, o que indica 42 indivíduos a menos do que o do controle (redução de 8,2%). No cenário de IE de 20% houve a menor redução em N para este DMC. A maior diminuição de N foi obtido na IE de 40% com 485, o que mostra o decréscimo de 4%. Na IE de 90 e 20% a diminuição foi praticamente a mesma de 487 e 486 indivíduos que representaram 3,8 e 3,9% de diferença de N quando confrontado ao cenário controle respectivamente.

No cenário de exploração que teve como DMC 100 cm (Tabela 5) verificou-se pouca redução em N em relação aos outros DMC para este comprimento de ciclo; nas três IE (90, 40 e 20%), o N encontrado pouco variou, indo de 485 para IE de 40% até 487 para a IE de 90%,

indicando a redução de 4,0% a 3,8%, respectivamente, menos indivíduos em comparação ao controle.

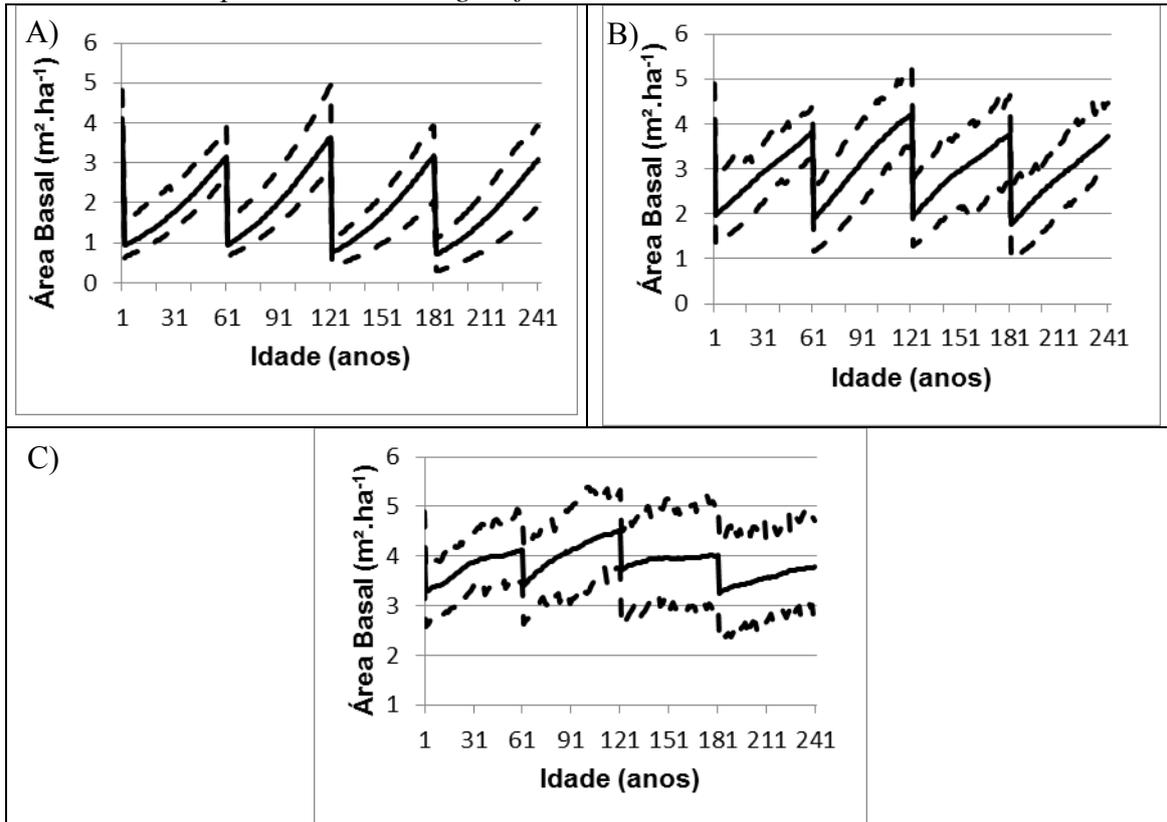
4.2.2.2 *ÁREA BASAL PARA CICLO DE CORTE DE 60 ANOS*

O cenário controle apresentou AB média de 4,061 m² ha⁻¹ (Tabela 5). A área basal se mostrou bastante influenciável pelos cenários de menores DMC de maiores IE, no cenário de exploração de DMC de 50 cm e IE de 90% a diferença foi significativa em relação ao cenário controle, apresentando valores de 0,642 m² ha⁻¹ (Tabela 5) resultando na diminuição de 3,419 m² ha⁻¹ (84,2% da AB menor do que o controle). Na Figura 7-A é verificado o comportamento de como ocorre a distribuição da AB durante todo o ciclo de corte neste cenário, onde que no primeiro corte os valores de AB são próximos a 1 m² ha⁻¹ e nos demais anos de corte a AB não se recupera em relação a inicial, ocorrendo a redução na AB média até o ano 242 de simulação.

Na IE de 40% no cenário com DMC de 50 cm (Tabela 5) a média da AB foi de 1,717 m² ha⁻¹ (IC de 95%) reduzindo em 2,344 m² ha⁻¹ o que representa queda de 57,7% da AB em relação ao controle sendo estatisticamente significativa. O comportamento da AB nos anos que houveram cortes (Figura 7-B) apresenta reduções de AB em todos os cortes, ficando por volta dos 2 m² ha⁻¹ no segundo corte. Embora haja redução, a AB final é próxima dos valores iniciais. A IE que menos trouxe redução na AB para o DMC de 50 cm foi a de 20%. Nesta IE a área basal média observada foi de 3,127 m² ha⁻¹ com IC de 95% variando de 2,426 a 3,776 o que refletiu na queda de 0,9340 m² ha⁻¹ (diminuição de 23,0% da AB quando comparado ao controle). Com o decorrer deste ciclo de corte (Figura 7-C) a AB apresentou redução no primeiro corte, já no segundo corte a AB recobriu a inicial e nos cortes subsequentes verificou-se a diminuição da AB média mesmo assim a AB apresenta valores elevados próximos a 4 m² ha⁻¹.

Quando os cenários de exploração foi baseado no DMC de 75 cm também houve grande redução da AB, principalmente nos cenários com as IE de 90 e 40%, sendo significativos ao nível de 5% de probabilidade (Tabela 5). Para a IE de 90% os valores médios para a AB de 1,522 m² ha⁻¹ indicando que a redução na AB foi de 2,539 m² ha⁻¹ refletindo na subtração de 62,5% da AB em comparação ao cenário controle.

Figura 7 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 60 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 50 cm para *Araucaria angustifolia*

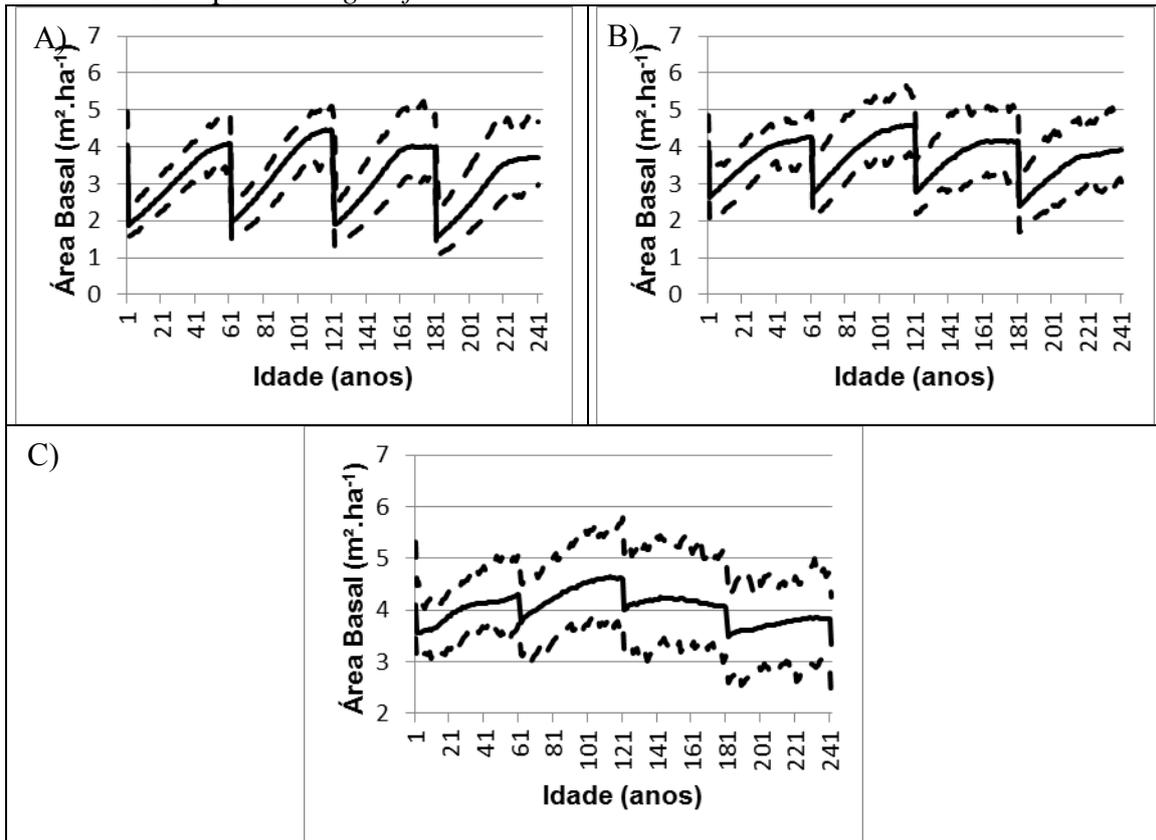


Fonte: Dados da pesquisa; A) - Cenário com intensidade de exploração de 90%; B) - Cenário com intensidade de exploração de 40%; C) Cenário com intensidade de exploração de 20%.

O comportamento da AB dentro deste cenário de exploração (Figura 8-A) mostra que mesmo havendo redução considerável no momento do corte a AB tende a se recuperar e no segundo corte a AB chega até mesmo a recobrir a inicial, mas nos cortes seguintes novamente acontece a redução da AB média.

Para as simulações dos cenários para DMC de 100 cm, mesmo não apresentando significância estatística, a IE se fez um fator considerável para a redução da AB após a exploração. No cenário de DMC de 100 cm e IE de 90% foram obtidas médias de $3,254 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Tabela 5) acarretando na minimização de $0,807 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ o que reflete na perda de AB de 19,9% em relação a AB do cenário controle. No DMC de 100 cm a segunda maior perda da AB foi verificada na segunda maior IE (40%) com valores médios de AB de $3,455 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC de 95%) a redução da AB em relação ao controle foi de $0,606 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (14,9%). Para o cenário com menor IE (20%), foi o que apresentou a menor diminuição na AB, os valores médios observados foram de $3,702 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC a 95%) a redução foi na ordem de $0,359 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ o que representa de 8,8% quando comparada a AB final com a do cenário controle.

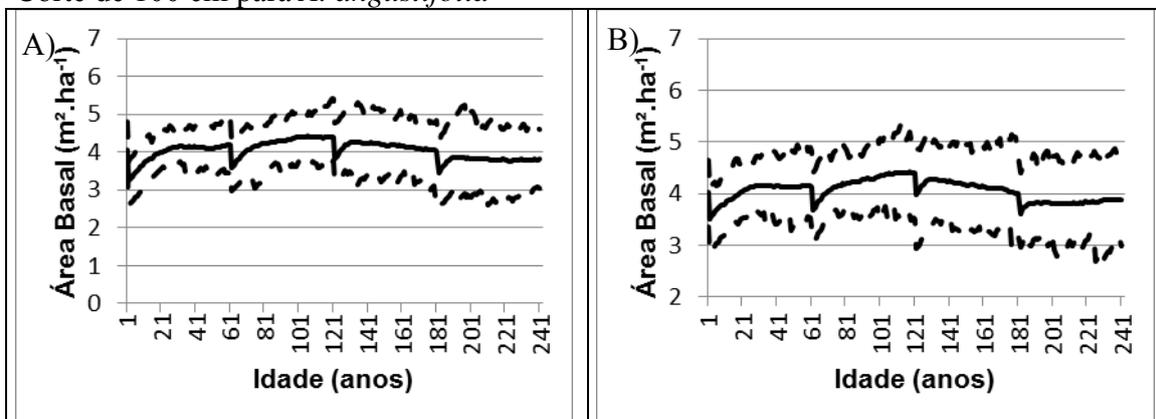
Figura 8 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 60 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 75cm para *A. angustifolia*

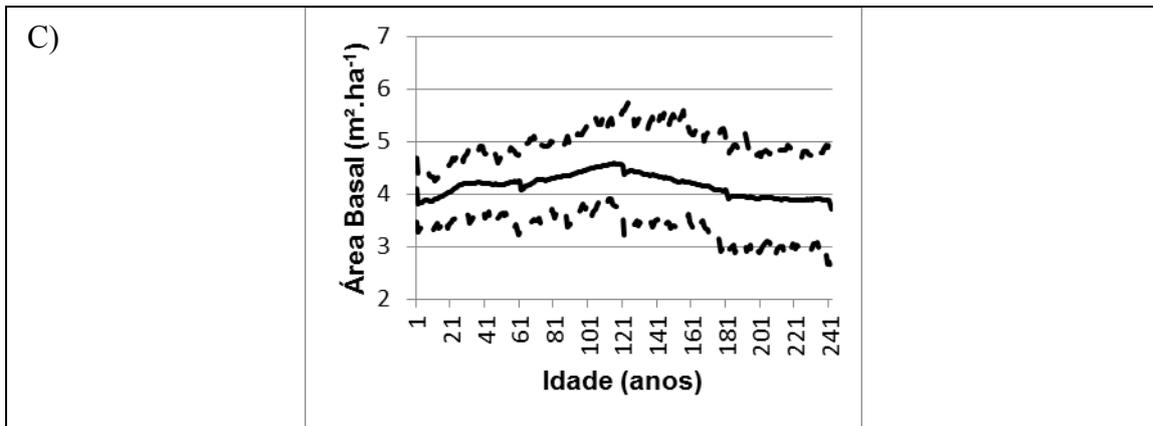


Fonte: Dados da pesquisa; A) - Cenário com intensidade de exploração de 90%; B) - Cenário com intensidade de exploração de 40%; C) Cenário com intensidade de exploração de 20%.

Exposto na Figura 9 estão os comportamentos das áreas basais dos cenários com DMC de 100 cm e IE de 90% (A), 40% (B) e 20% (C). É possível verificar que o comportamento das AB nos três cenários são bem similares, principalmente nas Figuras 9 A e B, havendo maiores reduções nas áreas basais quando os cenários de cortes são mais intensos do que para a IE de 20% (Figura 9-C) sendo corriqueiro nos três cenários a redução das médias das áreas basais após 122 anos de simulações.

Figura 9 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 60 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 100 cm para *A. angustifolia*





Fonte: Dados da pesquisa; A) - Cenário com intensidade de exploração de 90%; B) - Cenário com intensidade de exploração de 40%; C) Cenário com intensidade de exploração de 20%.

Tabela 5 - Parâmetros demográficos após simulações para *A. angustifolia* em diferentes cenários de exploração. Simulações para os períodos de 242 (ciclos de corte de 60 anos)

Cenários	DMC (cm)	IE (%)	N (95% IC)	% Mudança N	AB (95% IC) (m ² ha ⁻¹)	% Mudança de AB
Controle	--	--	505 (479 a 528)		4,061 (3,423 a 4,804)	
Exploração	50	90	422 (394 a 456)	-16,6	0,642 (0,368 a 0,952) *	-84,2
Exploração	50	40	443 (416 a 477)	-12,4	1,717 (1,143 a 2,370) *	-57,7
Exploração	50	20	473 (443 a 504)	-6,6	3,127 (2,426 a 3,776)	-23,0
Exploração	75	90	456 (421 a 496)	-9,8	1,522 (1,137 a 1,928) *	-62,5
Exploração	75	40	465 (436 a 495)	-8,2	2,347 (1,763 a 2,801) *	-42,2
Exploração	75	20	480 (446 a 511)	-5,1	3,345 (2,535 a 3,995)	-17,6
Exploração	100	90	487 (448 a 518)	-3,8	3,254 (2,638 a 3,896)	-19,9
Exploração	100	40	485 (449 a 515)	-4,0	3,455 (2,685 a 4,013)	-14,9
Exploração	100	20	486 (457 a 519)	-3,9	3,702 (2,943 a 4,532)	-8,8

Fonte: Dados da pesquisa; DMC - Diâmetro Mínimo de Corte; IE - Intensidade de Exploração N = número de indivíduos; AB= área basal (*) Significativamente diferente do controle ao nível de 5% de probabilidade

4.2.3 CICLO DE CORTE DE 90 ANOS

4.2.3.1 NÚMERO DE INDIVÍDUOS PARA CICLO DE CORTE DE 90 ANOS

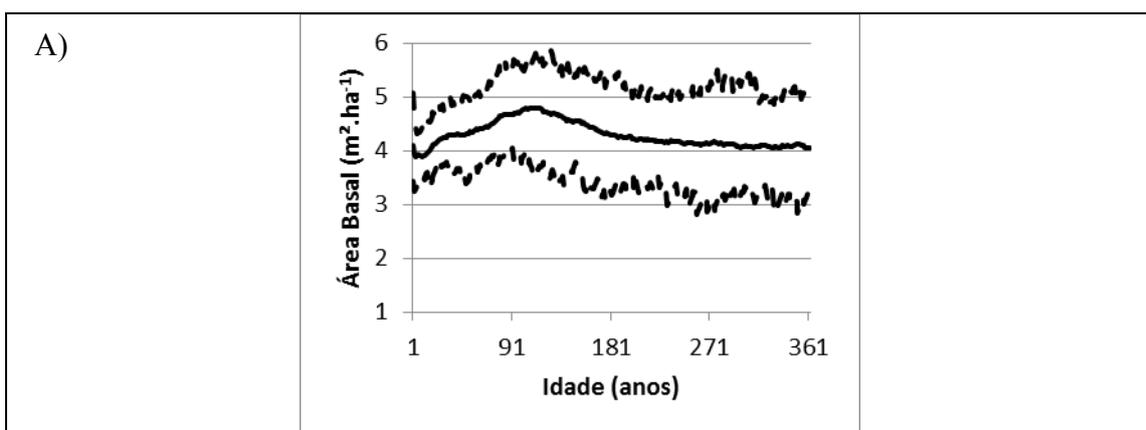
As simulações para o ciclo de corte mais longo (90 anos) apontaram 510 indivíduos (N) para o cenário controle (Tabela 6), com IC de 95% variando entre 474 a 550 indivíduos. Nas simulações para N, os três cenários que apresentaram as maiores reduções foram os cenários com as maiores intensidades de exploração (DMC de 50 cm e IE de 90%, DMC de 50 cm e IE de 40% e DMC de 75 cm e IE de 90%). No cenário DMC de 50 cm e IE de 90% os valores médios foram de 424 indivíduos (IC de 95%) reduzindo em 16,9% quando comparado ao controle, para o cenário DMC de 50 cm e IE de 40% o N médio de 446 indivíduos (IC de 95%) o que indica perda de 12,7% quando confrontado ao controle. No cenário com DMC de 75 cm e IE de 90% os valores médios de N foi de 454% (IC de 95%)

representando a minimização de 11,1% de N final em relação a população controle. Os menores decréscimos em N foram observadas para o cenários DMC de 100 cm em todas as IE (20%, 40% e 90%). Para IE de 20%, o N médio verificado foi de 488, diminuindo em 4,3% em comparação ao cenário controle. Para IE de 90%, o N médio encontrado foi de 484 implicando (< 5,2% em relação ao cenário controle) e para IE de 40%, o N teve média de 481 (< 5,7% em relação ao controle), valores estes que também foram encontrados no cenário de exploração de DMC de 75 cm e IE de 20%.

4.2.3.2 ÁREA BASAL PARA CICLO DE CORTE DE 90 ANOS

A área basal (AB) do cenário controle teve como média após as simulações o valor de 4,053 m² ha⁻¹ (Tabela 6) com IC a 95% de 3,390 a 4,844 m² ha⁻¹. As áreas basais tiveram o crescimento contínuo até por volta dos 122 anos (Figura 10), observando uma pequena estagnação no crescimento da AB e logo após decréscimo contínuo nos valores até o último ano de simulação (362 anos). Entre vários fatores como eventos estocásticos que podem ocorrer em uma floresta, o próprio ciclo de vida da *A. angustifolia* (pode viver mais de 200 anos) no modelo Ecogene assumiu-se que todas as árvores ao atingir o DMC de 150 cm e não for colhida, estas árvores nas simulações serão consideradas que irão morrer, este fato pode explicar o decréscimo contínuo após os 120 anos de simulações, sendo assim um efeito do modelo.

Figura 10 – Cenários controle para ciclo exploração de comprimento de 60 anos para *A. angustifolia*



Fonte: Dados da pesquisa

Como pode ser observado na Tabela 6, para os cenários de exploração com ciclo de 90 anos a área basal teve grande influência pelos cenários de exploração de maiores intensidades. A AB teve redução significativa em quatro dos nove cenários analisados neste comprimento

de ciclo. Foram significativamente diferentes do cenário controle os cenários de DMC de 50 cm e IE de 90 e 40% e nos cenários de DMC de 75 cm nas IE de 90 e 40%, todavia são os cenários com maiores intensidade de exploração. Para o cenário de DMC de 50 cm e IE de 90% a média obtida da AB após as simulações foi de $0,715 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, que perante ao cenário controle apresentou redução na AB foi de $3,338 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ representando diminuição de 82,4%. No cenário de exploração com DMC de 50 cm e IE de 40% a AB média observada foi de $1,841 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC de 95%), em relação ao cenário controle houve a minimização da AB em $2,212 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ o que corresponde em perda de 54,6% da AB. Outro cenário que apresentou significância foi o de DMC de 75 cm e IE de 90% com valores médios da AB de $1,547 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ cuja perda em relação ao controle foi de $2,506 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (redução 61,8% da AB final em relação a AB inicial). E por fim, o último cenário que apresentou significância foi o de DMC de 75 cm e IE de 40% com média de AB verificada de $2,349 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (IC de 95%) ocorrendo perda de $1,704 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ o que representa 42,1% de redução perante ao cenário controle.

Em contrapartida os cenários que apresentaram menores redução de AB foram constatados nos cenários com menores intensidade de corte, sendo notado nos DMC de 75 cm e IE de 20%, DMC de 100 cm e IE de 40 e 20% (Tabela 6). Neste sentido, a menor perda de AB foi no cenário de DMC de 100 cm e IE de 20% com AB média observada de $3,689 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ o que representa em $0,364 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ menos do que o cenário controle (redução de 9%). Nos cenários 75 cm e IE de 20%, DMC de 100 cm e IE de 40% os valores médios de AB foram muito próximos, como de $3,280 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para o primeiro caso e de $3,277 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para o segundo, ambos representam perda de aproximadamente $0,77 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e a diminuição em relação ao cenário controle foi de 19,1% nos dois cenários.

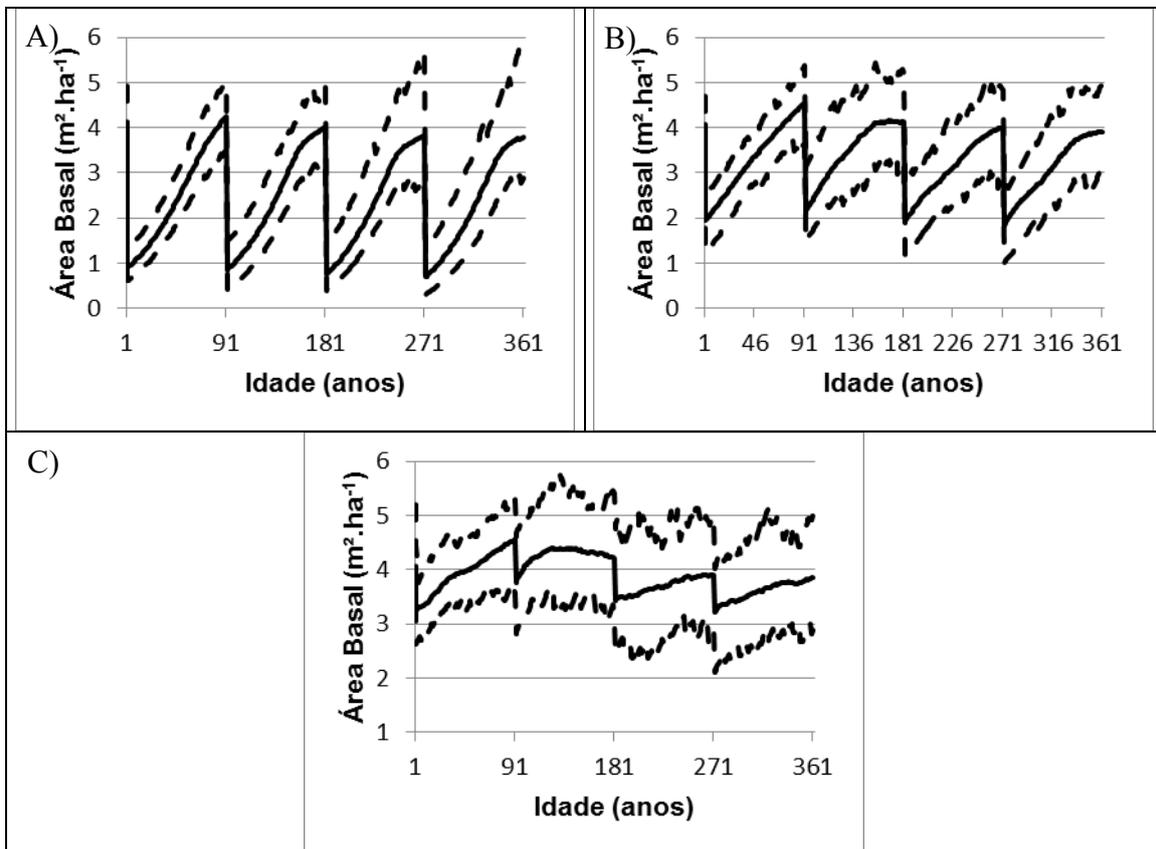
Tabela 6 - Parâmetros demográficos após simulações para *A. angustifolia* em diferentes cenários de exploração. Simulações para os períodos de 362 (ciclos de corte de 90 anos)

Cenários	DMC (cm)	IE (%)	N (95% IC)	% Mudança N	AB (95% IC) ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	% Mudança de AB
Controle	--	--	510 (474 a 550)		4,053 (3,390 a 4,844)	
Exploração	50	90	424 (384 a 462)	-16,9	0,715 (0,436 a 1,015)*	-82,4
Exploração	50	40	446 (413 a 474)	-12,7	1,841 (1,285 a 2,588)*	-54,6
Exploração	50	20	470 (434 a 502)	-7,8	3,129 (2,484 a 3,813)	-22,8
Exploração	75	90	454 (421 a 484)	-11,1	1,547 (1,035 a 1,991) *	-61,8
Exploração	75	40	464 (434 a 498)	-9,1	2,349 (1,728 a 2,961) *	-42,1
Exploração	75	20	481 (448 a 513)	-5,7	3,280 (2,636 a 4,011)	-19,1
Exploração	100	90	484 (444 a 517)	-5,2	3,111 (2,393 a 3,897)	-23,2
Exploração	100	40	481 (446 a 510)	-5,7	3,277 (2,505 a 4,021)	-19,1
Exploração	100	20	488 (458 a 526)	-4,3	3,689 (2,886 a 4,496)	-9,0

Fonte: Dados da pesquisa; DMC - Diâmetro Mínimo de Corte; IE - Intensidade de Exploração; N = número de indivíduos; AB= área basal (*) Significativamente diferente do controle ao nível de 5% de probabilidade

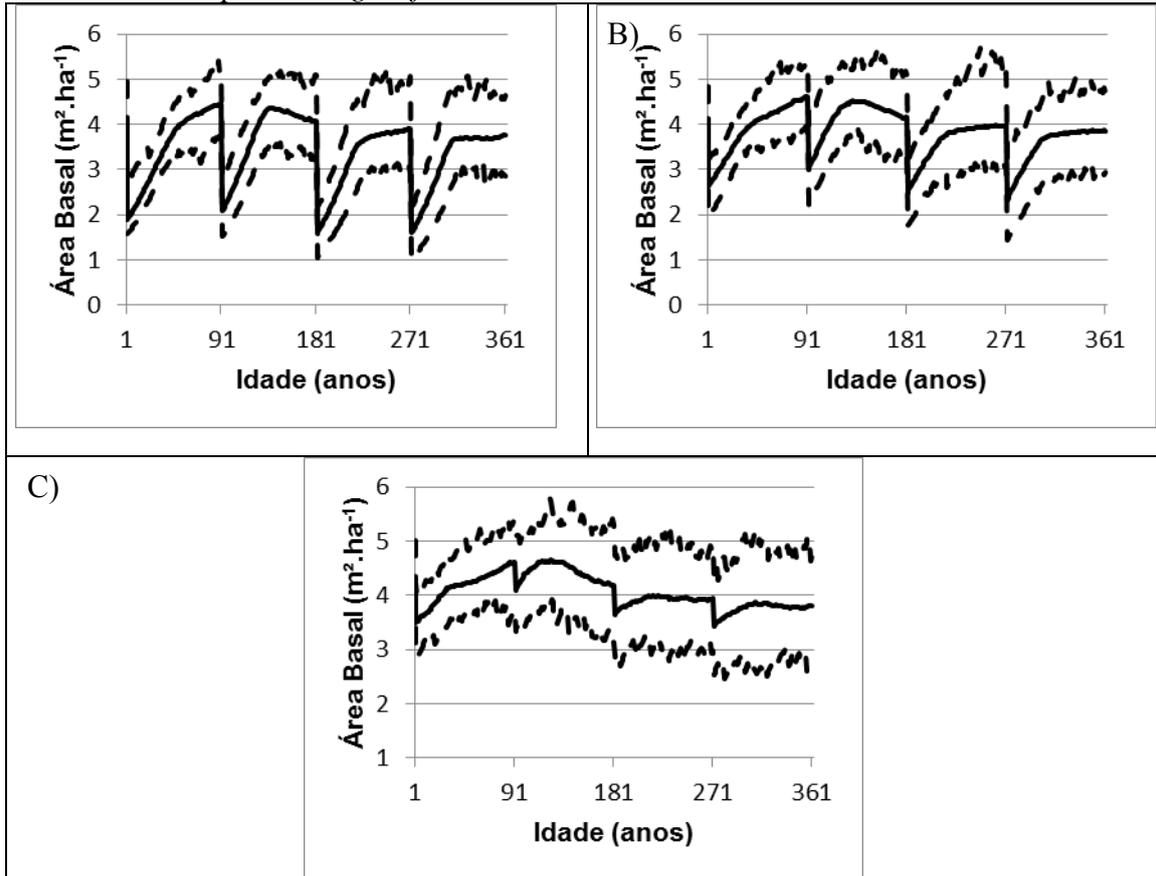
Nas Figura 10, 11 e 12 trazem os comportamentos das áreas basais nos três DMC (50, 75 e 100 cm), é observado que os cenários que houveram as maiores reduções nas AB foram os cenários com maiores intensidade de exploração, sendo que nos cenários onde a IE foi de 90% as perdas de AB foram muito mais acentuadas, em seguida foi observado a segunda maior perda para IE de 40% e a intensidade de exploração de 20% foi quem proporcionou as menores diminuições nas AB. Com estas simulações também ficou evidenciado que os cenários com DMC de 100 cm (Figuras 12-A, B e C) causou baixas reduções nas AB. Em todos os cenários simulados, mesmo o controle (Figura 11) mostrou a declínio continuo da AB depois do período de 120 anos de simulações, o que pode ser influenciado pelo próprio ciclo de vida da *A. angustifolia* que conforme Azevedo (1994) pode viver de 200 a 300 anos, e outros efeitos do modelo como descritos anteriormente.

Figura 11– Cenários de corte com comprimento de ciclo de 90 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 50 cm para *A. angustifolia*



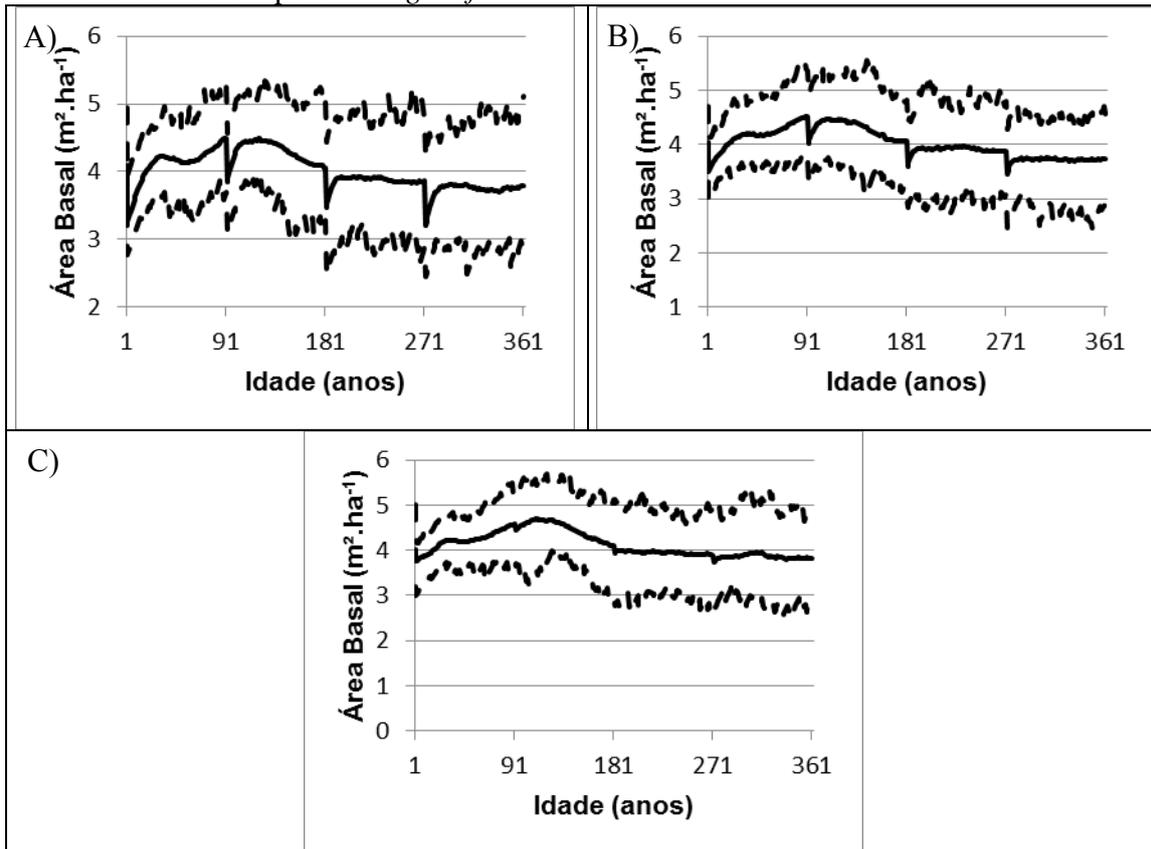
Fonte: Dados da pesquisa; A) - Cenário com intensidade de exploração de 90%; B) - Cenário com intensidade de exploração de 40%; C) Cenário com intensidade de exploração de 20%.

Figura 12 – Cenários de corte com comprimento de ciclo de 90 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 75 cm para *A. angustifolia*



Fonte: Dados da pesquisa; A) - Cenário com intensidade de exploração de 90%; B) - Cenário com intensidade de exploração de 40%; C) Cenário com intensidade de exploração de 20%.

Figura 13– Cenários de corte com comprimento de ciclo de 90 anos e Diâmetro Mínimo de Corte de 100 cm para *A. angustifolia*



Fonte: Dados da pesquisa; A) - Cenário com intensidade de exploração de 90%; B) - Cenário com intensidade de exploração de 40%; C) Cenário com intensidade de exploração de 20%.

Com bases nos resultados obtidos para os parâmetros demográficos, para o N fica evidenciado que o cenário que causa maior impacto é o de DMC de 50 cm e IE de 90% sendo observado também que as maiores reduções em N ocorreu nos cenários com o DMC de 50 cm e nas mais acentuadas IE, mostrando que a IE exerce grande influência em N. Os menores valores obtidos nestas simulações foram encontrados nos cenários com o maior DMC (100 cm) e com a menor IE (20%). Sebbenn et al. (2008), Vinson et al. (2014), Lacerda et al. (2013) e Degen et al. (2006) obtiveram resultados que corroboram com os desta pesquisa. O corte seletivo como é praticado e legalizado conforme a legislação vigente causa severas reduções no número de indivíduos da população explorada, com isso, a regeneração e estabelecimento de novos indivíduos, pois o corte seletivo acaba abrindo o dossel da floresta o que pode favorecer o estabelecimento destes novos indivíduos (SCOLFORO, 1998), podendo ser prejudicial para as espécies secundárias tardias e clímax, havendo a substituição destas espécies por outras espécies pioneiras que tem menores valores econômicos .

Nas simulações a área basal sofreu forte impacto com o corte seletivo pelo cenário amparado pela legislação vigente, onde intensidade de corte é de 90% dos indivíduos acima

do DMC de 50 cm, comprimento de ciclo de 30 anos e o volume a ser extraído de até 30 m³ha⁻¹ (Resolução n° 406, de 02 de Fevereiro de 2009) vai totalmente na contra mão dos resultados obtidos nesta pesquisa e também por Sebbenn et al. (2008), Vinson et al. (2014), Lacerda et al, (2013) e Degen et al. (2006). Nos respectivos trabalhos foi observado que cada espécie tem um tempo próprio para a recuperação da área basal e, como é praticado atualmente, os planos de manejos florestais não oferecem segurança alguma para a continuidade da atividade de exploração florestal a médio e longo prazo, podendo conduzir as áreas manejadas à fragmentação florestal, reduzindo a constituição genética das populações. Neste trabalho, em nenhum cenário houve a recuperação total dos parâmetros analisados, e a área basal sofreu alterações significativas em cenários de maior intensidade de exploração. Em pesquisas realizadas por Longhi (2011) observou-se a redução da área basal de populações que sofreram as consequências do corte seletivo e quanto mais intenso é o cenário de exploração mais intensa também é a redução da área basal, corroborando com esta pesquisa.

4.3 DIVERSIDADE GENÉTICA

4.3.1 NÚMERO TOTAL DE ALELOS NOS LOCOS

Todos os cenários de corte seletivo quando comparado ao controle (Tabela 7) mostraram a perda de alelos (k), sendo a perda maior nos cenários com menores DMC e com a maior IE (90%). Contudo, de acordo com o IC a 95%, construído com base nas 100 simulações de cada cenário, nenhum dos cenários de corte foi estatisticamente diferente do controle. Por exemplo, para o ciclo de corte de 30 anos o cenário controle teve média de 59 alelos (IC a 95% variando de 53 a 63) e para o cenário de corte baseado no DMC de 50 cm e IE de 90%, a média de alelos da população foi de 49 (IC a 95% variando de 43 a 55). Observa-se ainda que os IC a 95% foram maiores para os cenários baseados em menor DMC e maior IE, para todos os três ciclos de corte (30, 60 e 90 anos). Portanto, o risco de perda de alelos é maior para menores DMC e IE.

No ciclo de corte de 90 anos a perda no número médio de alelos foi menor para todos os cenários inclusive ao controle quando comparado aos demais cenários de ciclo de corte. O que pode contribuir para este fato é que, como o corte é menos intenso, há saída de menos alelos, como não serão abertas muitas clareiras no dossel impossibilitando o estabelecimento de novos indivíduos e conseqüentemente há redução no número de alelos desta população.

Barreira et al. (2006) quando estudaram os efeitos da exploração florestal sobre níveis de diversidade genética e sistema de reprodução em população de *Eremanthus erythropappus*, verificaram que a exploração aumentou a diversidade genética, porém, indicam que estudos mais amplos para a espécie para determinação do comprimento do ciclo de corte e intensidade de exploração se faz necessário. A perda de alelos devido ao corte seletivo de árvores tem sido também observada em outros estudos baseados em simulações Ecogene (DEGEN et al. 2006; SEBBENN et al. 2008; LACERDA et al. 2013; VINSON et al. 2014) e Selva (WERNSDÖRFER et al. 2010), bem, como em estudos empíricos, comparando populações antes e após o corte seletivo de árvores (SEBBENN et al. 2001; LEE et al. 2002; ANDRÉ 2005; CLOUTIER et al. 2007; LACERDA et al. 2008a; SILVA et al. 2008). Por exemplo, utilizando modelagem Ecogene, Sebbenn et al. (2008) observaram perdas do número médio de alelos para *Bagassa guianensis*, *Hymenaea courbaril*, *Manilkara huberi* e *Symphonia globulifera* quando submetido ao corte seletivo intenso. Esta perda de alelos também foi observada por André (2005) em estudo empírico que verificou perda de alelos em *Swietenia macrophylla* sob corte seletivo em áreas de manejo florestal. Lacerda et al. (2013) também constatou perdas de alelos em população de *Hymenaea courbaril* quando submetido ao corte seletivo. Contudo, os valores não foram significativos em relação ao cenário controle após a exploração. Circunstâncias similares deste estudo foram observados em pesquisas por Savolainen e Kärkkäinen (1992), Sebbenn et al. (2008) e Lacerda et al. (2013).

Tabela 7 - Médias ($\pm 95\%$ IC) de parâmetros genéticos para *Araucaria angustifolia*, medidos após 122, 242 e 362 anos simulados em cenários com diâmetro mínimo de corte (DMC) de 50, 75 e 100 cm de e intensidades de exploração (IE), de 20 de 60 e 90% de todas as árvores acima respectivo DMC; ciclos de corte de 30, 60 e 90 anos.

Cenários	DMC (cm)	IC (%)	k (95% IC)	H_e (95% IC)	H_o (95% IC)	F (95% IC)
<i>Ciclo de Exploração de 30 anos</i>						
Controle	--	--	59 (53 a 63)	0,534 (0,503 a 0,558)	0,511 (0,484 a 0,536)	0,040 (0,009 a 0,072)
Exploração	50	90	49 (43 a 55)	0,514 (0,459 a 0,574)	0,493 (0,426 a 0,560)	0,040 (-0,053 a 0,138)
Exploração	50	40	52 (45 a 58)	0,527 (0,476 a 0,575)	0,499 (0,429 a 0,547)	0,050 (-0,010 a 0,150)
Exploração	50	20	56 (52 a 61)	0,531 (0,493 a 0,571)	0,509 (0,466 a 0,548)	0,038 (-0,017 a 0,085)
Exploração	75	90	55 (51 a 60)	0,531 (0,494 a 0,562)	0,510 (0,473 a 0,552)	0,040 (-0,013 a 0,102)
Exploração	75	40	56 (51 a 61)	0,533 (0,500 a 0,571)	0,511 (0,472 a 0,557)	0,040 (-0,024 a 0,091)
Exploração	75	20	57 (53 a 62)	0,531 (0,499 a 0,560)	0,510 (0,474 a 0,543)	0,038 (-0,001 a 0,090)
Exploração	100	90	59 (54 a 62)	0,531 (0,508 a 0,568)	0,510 (0,486 a 0,543)	0,041 (-0,008 a 0,107)
Exploração	100	40	57 (52 a 63)	0,534 (0,510 a 0,558)	0,510 (0,477 a 0,539)	0,044 (0,000 a 0,097)
Exploração	100	20	58 (53 a 62)	0,534 (0,510 a 0,560)	0,513 (0,480 a 0,539)	0,100 (0,098-0,110)
<i>Ciclo de Exploração de 60 anos</i>						
Controle	--	--	53 (46 a 57)	0,524 (0,495 a 0,564)	0,488 (0,455 a 0,519)	0,067 (0,019 a 0,120)
Exploração	50	90	44 (39 a 51)	0,485 (0,391 a 0,572)	0,442 (0,335 a 0,531)	0,086 (0,009 a 0,196)
Exploração	50	40	48 (43 a 55)	0,513 (0,429 a 0,572)	0,468 (0,396 a 0,548)	0,085 (-0,008 a 0,173)
Exploração	50	20	51 (45 a 59)	0,518 (0,468 a 0,568)	0,480 (0,396 a 0,529)	0,069 (0,009 a 0,142)
Exploração	75	90	49 (44 a 54)	0,515 (0,459 a 0,568)	0,477 (0,405 a 0,529)	0,071 (0,012 a 0,150)
Exploração	75	40	51 (45 a 56)	0,520 (0,452 a 0,575)	0,478 (0,417 a 0,532)	0,075 (0,006 a 0,132)

Continua...

...Continuação Tabela 7.

Cenários	DMC (cm)	IE (%)	k (95% IC)	H_e (95% IC)	H_o (95% IC)	F (95% IC)
Exploração	75	20	52 (46 a 57)	0,525 (0,461 a 0,572)	0,487 (0,433 a 0,533)	0,068 (0,011 a 0,135)
Exploração	100	90	52 (47 a 57)	0,527 (0,478 a 0,570)	0,485 (0,437 a 0,533)	0,073 (0,018 a 0,146)
Exploração	100	40	52 (47 a 58)	0,522 (0,466 a 0,564)	0,485 (0,422 a 0,527)	0,069 (0,004 a 0,151)
Exploração	100	20	52 (48 a 58)	0,528 (0,483 a 0,570)	0,489 (0,438 a 0,552)	0,069 (0,010 a 0,150)
<i>Ciclo de Exploração de 90 anos</i>						
Controle	--	--	49 (43 a 53)	0,515 (0,453 a 0,565)	0,464 (0,404 a 0,518)	0,092 (0,041 a 0,177)
Exploração	50	90	40 (34 a 46)	0,466 (0,357 a 0,555)	0,405 (0,300 a 0,489)	0,124 (0,018 a 0,256)
Exploração	50	40	44 (39 a 50)	0,494 (0,393 a 0,566)	0,441 (0,347 a 0,520)	0,103 (0,015 a 0,224)
Exploração	50	20	47 (42 a 53)	0,511 (0,429 a 0,563)	0,463 (0,376 a 0,520)	0,090 (0,023 a 0,156)
Exploração	75	90	46 (41 a 51)	0,497 (0,431 a 0,556)	0,451 (0,377 a 0,513)	0,088 (0,010 a 0,182)
Exploração	75	40	47 (42 a 52)	0,505 (0,446 a 0,558)	0,454 (0,387 a 0,518)	0,097 (0,025 a 0,172)
Exploração	75	20	47 (41 a 54)	0,513 (0,451 a 0,567)	0,462 (0,414 a 0,524)	0,092 (0,025 a 0,187)
Exploração	100	90	48 (43 a 54)	0,512 (0,452 a 0,568)	0,463 (0,391 a 0,514)	0,091 (0,022 a 0,165)
Exploração	100	40	48 (43 a 54)	0,513 (0,441 a 0,562)	0,465 (0,405 a 0,534)	0,091 (0,030 a 0,189)
Exploração	100	20	48 (43 a 53)	0,512 (0,454 a 0,572)	0,465 (0,409 a 0,540)	0,087 (0,022 a 0,178)

Fonte: Dados da pesquisa; k = Número médio de alelos; H_e = heterozigidade média esperada; H_o = heterozigidade média observada; F = índice de fixação. (*) Significativamente diferente do controle, ao nível de confiança de 95%.

4.3.2 HETEROZIGOSIDADE OBSERVADA E ESPERADA

Embora os valores da heterozigidade esperada (H_e) não tenham sido significativamente diferentes do estimado para o cenário controle, em todos os cenários a H_e foi maior que a heterozigidade observada (H_o). Para o ciclo de corte com comprimento de 30 anos ocorreu a menor heterozigidade observada, para o cenário com DMC de 50 cm e IE de 90% o valor de H_o foi de 0,493 (IC a 95% variando de 0,426 a 0,560), havendo redução de 3,52% em relação ao cenário controle ($H_o = 0,511$ com IC a 95% de 0,484 a 0,536). O mesmo fato foi verificado para H_e , neste cenário (DMC 50 cm e IE 90%) o valor de H_e foi de 0,514 com intervalo de confiança de 95% variando de 0,459 a 0,574, em relação ao controle ($H_e = 0,534$ com IC a 95% de 0,503 a 0,558) a redução foi de 3,75%. Os maiores valores de H_e e H_o foi verificado no cenário com DMC de 100 cm e IE de 20% sendo $H_o = 0,513$ com IC a 95% de 0,480 a 0,539 e $H_e = 0,534$ com IC a 95% de 0,510 a 0,560.

No cenário de exploração com comprimento de ciclo de corte de 60 anos (Tabela 7) os menores valores de H_e e H_o foram constatados no cenário de maior intensidade de exploração (DMC de 50 cm e IE de 90%), sendo que para H_e valor foi de 0,485 o IC a 95% de 0,391 a 0,572, e para H_o os valor observado foi de 0,442 o IC de 95% variou de 0,335 a 0,531. Quando comparado ao cenário controle ($H_e = 0,524$ com IC a 95% de 0,495 a 0,564 e $H_o = 0,488$ com IC a 95% de 0,455 a 0,519) observou que a redução para H_e foi de 9,18% e para H_o de 9,43%. Os maiores valores para H_e e H_o foram verificados no cenário de menor intensidade de exploração, tendo o DMC de 100 cm e IE de 20% sendo que, para H_e o valor foi de 0,528 com IC a 95% de 0,483 a 0,570 e para H_o o valor foi de 0,489 com IC a 95% de 0,438 a 0,552.

De acordo com as simulações, para o ciclo de exploração com comprimento de 90 anos (Tabela 7) os menores valores de heterozigidade esperada (H_e) e heterozigidade observada (H_o) também foram observados no cenário de DMC de 50 cm e IE de 90%, sendo que para H_e valor foi de 0,466 o IC a 95% de 0,357 a 0,555, e para H_o os valor observado foi de 0,405 o IC de 95% variou de 0,300 a 0,489. Comparando com cenário controle ($H_e =$

0,515 com IC a 95% de 0,453 a 0,565 e $H_o = 0,464$ com IC a 95% de 0,404 a 0,518) observou redução para H_e de 9,51% e para H_o de 12,72%. Os maiores valores para H_e e H_o foram verificados no segundo cenário com menor intensidade de exploração, sendo que o DMC de 100 cm e IE de 40%, assim, para H_e o valor foi de 0,513 com IC a 95% de 0,441 a 0,562 e para H_o o valor foi de 0,465 com IC a 95% de 0,405 a 0,534.

Conforme as análises observa-se que para todos os comprimentos de ciclo de corte (30, 60 e 90 anos, Tabela 7) o cenário com maior impacto para H_e e H_o foi com o DMC de 50 cm e IE de 90%. Para o ciclo de corte de 30 e 90 anos nenhum cenário de H_e conseguiu superar os valores do cenário controle, mas H_o foi superior ao controle tanto para ciclo de corte de 30 como o de 90 anos foram os cenários de DMC de 100 cm e IE de 20%. Para o comprimento de ciclo de 90 anos, no cenário de DMC de 100 cm e IE de 40% tanto H_e como H_o apresentaram valores maiores do que o controle, mas em todos os cenários simulados, para todos os comprimentos de ciclo de corte a H_e foi maior que H_o indicando que há excesso de homozigotos na população em questão. Fato que deve ser levado em consideração além da retirada de indivíduos na população é que, embora a *A. angustifolia* seja espécie com sistema de reprodução obrigatório por cruzamento (dioica), podem ocorrer cruzamentos entre indivíduos parentes em populações naturais, como relatados nos estudos de Sousa et al. (2005), Mantovani et al. (2006), Bittencourt e Sebbenn (2007, 2008, 2009) e Ferreira et al. (2012). O cruzamento entre parentes gera endogamia e reduz as heterozigosidade, logo a H_e será maior que a H_o como foi encontrado nesta pesquisa. Vinson et al. (2014) que avaliaram o impacto do corte seletivo em populações de *Dipteryx odorata* e *Jacaranda copaia* utilizando modelagem Eco-gene para diferentes comprimentos de ciclo de corte, DMC e IE, também verificaram que a H_e foi sempre maior que H_o em todos os cenários observados. Sendo que estas condições também foram observadas por Lacerda et al. (2013) em simulações com *Hymenaea courbaril* e por Barreira et al. (2006) em corte seletivo de *Eremanthus erythropappus*.

4.3.3 INDICE DE FIXAÇÃO

O índice de fixação (F) pode apresentar valores positivos, indicando a deficiência de heterozigóticos na população ou endogamia, ou ser negativo, devido ao excesso de

heterozigóticos, indicando heterose. Contudo, valores positivos exorbitantes entre outras causas, pode ser pela presença de alelos nulos nos locos microssatélites ou o efeito de Wahlund (BITTENCOURT e SEBBENN, 2007).

No ciclo de corte com comprimento de 30 anos todos os valores médios foram positivos. O valor médio de F (Tabela 7) para o cenário controle foi de 0,040 havendo assim 4% de endogamia e o intervalo de confiança a 95% variou de 0,009 a 0,072, sendo significativamente diferente de 0 (zero) do cenário controle. O cenário de DMC de 50 cm e IE de 20% e o cenário com DMC de 75 cm e IE de 20% apresentaram os menores valores médios de F , cujo valores foram de 0,038 (IC a 95% para o primeiro caso entre -0,017 a 0,085 e para o segundo, os valores ficaram entre -0,001 e 0,090). O maior valor médio foi obtido no cenário com menor intensidade de exploração, com o DMC de 100 cm e IE de 20% apresentando o valor médio de 0,100 indicando 10% de endogamia (IC de 95% variando de 0,098 a 0,110), sendo significativamente maior do que 0 (zero). Os demais valores médios de F variaram de 0,040 com IC de 95% de -0,053 a 0,138 (DMC de 50 cm e IE de 40%) e F de 0,050 com IC de 95% de -0,010 a 0,150 (DMC de 50 cm e IE de 20%), neste caso os dois IC a 95% não diferiram de 0 (zero).

Para o ciclo de corte com comprimento de 60 anos todos os valores médios observados, como no cenário anterior, também foram positivos (Tabela 7). O valor médio de F para o cenário controle foi de 0,06 e significativamente maior do que zero, de acordo com o IC a 95% (variando de 0,019 a 0,120). O cenário de DMC de 50 cm e IE de 20% apresentou o maior valor médio de F , cujo valores de 0,086 (IC a 95% variando de 0,009 a 0,196), significativamente maior do que zero. O menor valor médio foi observado no cenário com o DMC de 75 cm e IE de 20% (media= 0,068, variando de 0,011 a 0,135), também significativamente maior do que zero. Os demais valores médios de F variaram de 0,069 a 0,085.

O índice de fixação para o ciclo de corte com comprimento de 90 anos foi em todos os cenários, como nos cenários anteriores, positivos (Tabela 7). Para o cenário controle, o valor médio de F foi de 0,092, valor este significativamente maior do que zero e indicando 9,2% de endogamia na população. O maior valor médio para F foi observado no cenário de DMC de 50 cm e IE de 20%, com valor médio de 0,124. O menor valor médio foi encontrado no cenário com o DMC de 100 cm e IE de 20%, com valor médio de 0,087.

Em suma, no ciclo de corte de 30 anos quando comparado aos demais ciclos de corte foi o qual teve os mais baixos valores do índice de fixação. Em contrapartida, o cenário de ciclo de corte de 90 anos apresentou os índices positivos maiores, chegando até ter 12,4% de

endogamia. Estes altos valores positivos não é algo estapafúrdico, pois na literatura há relatos de valores do índice de fixação para a *A. angustifolia* que se assemelham aos resultados desta pesquisa, como os encontrados em estudos realizados por Auler et al. (2002) quando avaliaram a estrutura genética de populações naturais e fragmentadas obtendo resultados de F de 0,143 ou 14,30% de endogamia. Stefenon et al. (2007) pesquisando a distribuição da variação genética dentro e entre populações naturais de *A. angustifolia* em diferentes regiões do Brasil encontraram valor médio de 0,110. Também Reis et al. (2006) detectaram índice de fixação mais altos, de 0,264 em *A. angustifolia*. Montagna et al. (2012) observaram F médio em populações de *A. angustifolia*, que variaram de 0,217 e 0,254 indicando que estes valores, tais como o deste estudo (Tabela 7), se aproximam da endogamia gerada pelo cruzamento entre meio-irmão (0,125) e irmãos completos (0,25).

Em áreas fragmentadas valores positivos para o índice de fixação também foram observados em populações de *Copaifera langsdorffii* (CARVALHO, 2010), áreas sob regime de corte seletivo em populações de *Hymenaea courbaril* (LACERDA et al. 2013), *Bagassa guianensis*, *Hymenaea courbaril*, *Manilkara huberi* e *Symphonia globulifera* (SEBBENN et al. 2008) e para *Dipteryx odorata* e *Jacaranda copaia* (VINSON et al. 2014). Dando um contraste a estes resultados, valores negativos para o índice de fixação foram encontrados por Botrel e Carvalho (2004) para a espécie de *Machaerium villosum* quando estudados os níveis de variabilidade genética mantidos entre e dentro de populações, a estrutura genética e o tamanho efetivo populacional em três fragmentos distintos no estado de Minas Gerais.

4.3.4 DISTÂNCIA GENÉTICA DE GREGORIUS

A distância genética de Gregorius ($D_{Gregorius}$) representa a proporção de tipos genéticos (alelos, gametas ou genótipos) que não são compartilhados por duas populações. A distância genética $D_{Gregorius}$ será igual a 1 (um) quando duas populações não apresentarem tipos genéticos em comum e será igual a zero quando duas populações possuírem frequências alélicas idêntica. (GREGORIUS, 1974). A estimativa de $D_{Gregorius}$ (Tabela 8) entre as populações na idade 1, antes do corte seletivo e na idade final das simulações evidencia a ação do corte seletivo sobre a as frequência dos alelos da população em estudo. No cenário de exploração com comprimento de ciclo de 30 anos o cenário controle apresentou valores de 0,073 (IC de 95% variando de 0,053 a 0,104). A distância genética para os cenários de exploração quando o DMC foi de 50 cm o valor foi muito maior (0,143) para a IE de 90%,

sendo significativamente maior que a do cenário controle. Para IE de 40% a distância foi de 0,143 (IC 95% de 0,085 a 0,183), significando aumento de 69,0% na distância genética entre as populações finais e controle. Quando a IE foi de 20%, a distância observada foi de 0,090, correspondendo um aumento de 23,5% da distância genética em relação ao observado no cenário controle.

Tomando por base o DMC de 75 cm, para o ciclo de corte com comprimento de 30 anos (Tabela 8), o cenário que apresentou o maior impacto na distância genética foi o de IE de 90% quando os valores observados foram de 0,093 (IC de 95% variou de 0,069 a 0,127), representando que o aumento da distância genética entre as populações de corte e de controle de 26,9%. Para a IE de 40 e 20%, a distância genética verificada pouco variou uma da outra, com os valores de 0,087 e 0,081, representando aumento da distância genética em relação ao controle de 19,1% e 11,2% respectivamente. O DMC de 100 cm teve as menores distâncias genéticas para o ciclo de corte de 30 anos, variando de 0,078 a 0,079, o que representa aumento na distância genética em relação ao cenário controle de no máximo de 8,4%.

O parâmetro $D_{Gregorius}$ para o cenário de exploração com comprimento de ciclo de 60 e 90 anos apresentaram o mesmo padrão observado para o ciclo de corte de 30 anos, com a distância genética aumentado para os menores DMC e maiores IE (Tabela 8), indicando que quanto maior a intensidade de corte, maior são as diferenças nas frequências alélicas entre a população original e a população exploradas. Para o ciclo de corte de 60 anos, a distância genética para o cenário de DMC de 50 cm e IE de 90% foi 87,2% maior que estimada no cenário controle e de apenas 7% para o cenário de DMC de 100 cm e IE de 20%. Para o ciclo de corte de 90 anos, a distância genética para o cenário de DMC de 50 cm e IE de 90% foi um pouco menor que para ciclos de 30 e 60 anos, foi de 63,1% maior que estimada no cenário controle e de apenas 1,9% para o cenário de DMC de 100 cm e IE de 20%. Logo, conclui-se, que quanto menor o ciclo de corte e o DMC e maior a IE, maiores são as diferenças nas frequências alélicas entre a população original antes do corte e a população após o corte. Este é um claro exemplo dos impactos do corte seletivo de árvores sobre a diversidade genética de populações exploradas.

O cenário de exploração baseado em ciclo de corte de 30 anos, DMC de 50 cm e IE de 90%, apresentou distância genética significativamente maior que o cenário controle, indicando ser o cenário que mais alterou as frequências alélicas da população antes da exploração em relação a população após a exploração em *A. angustifolia*.

Conforme os resultados encontrados (Tabela 8) é possível observar que o DMC tem maior influência na $D_{Gregorius}$ do que a IE. Maiores valores de $D_{Gregorius}$ foram encontrados para os menores DMC, em todos os ciclos de corte (30, 60 e 90 anos). Isso também foi constatado por Lacerda et al. (2013) em estudos com *Hymenaea courbaril*, por Vinson et al. (2014) para *Dipteryx odorata* e *Jacaranda copaia* e por Sebbenn et al. (2008) para *Bagassa guianensis*, *Hymenaea courbaril*, *Manilkara huberi* e *Symphonia globulifera*. Contudo, o comprimento do ciclo de corte também teve impacto sobre a magnitude da distância genética entre a população antes e após os ciclos de corte. Wernsdörfer et al. (2010), quando avaliaram as relações entre demografia e a importância do fluxo gênico para a conservação das populações de *Dicorynia guianensis* sob regimes de corte seletivo, também observaram aumento na $D_{Gregorius}$ para maiores comprimento do ciclo de corte. Assim, com maiores ciclos de corte e tempo de vida da população, muito mais eventos estocásticos como deriva genética podem ocorrer em relação a situações de populações consideradas com menor tempo de vida, e com isso, maior diferença alélica entre a população original e final.

Tabela 8 - Médias dos parâmetros genéticos para *Araucaria angustifolia*, medidos após 122, 242 e 362 anos simulados em cenários com diâmetro mínimo de corte (DMC) de 50, 75 e 100 cm com intensidades de exploração (IE) de 20, 40 e 90% de todas as árvores acima do respectivo DMC; ciclos de corte de 30, 60 e 90 anos

Cenários	DMC (cm)	IE (%)	$D_{Gregorius}$ (95% CI)	% Mudança D_G	NG (95% CI)	% Mudança de NG
<i>Ciclo de Corte de 30 anos</i>						
Controle	--	--	0,073 (0,053 a 0,104)	--	173,0 (154 a 190)	
Exploração	50	90	0,143 (0,106 a 0,195) *	+95,5	130,8 (107 a 157)	-24,4
Exploração	50	40	0,123 (0,085 a 0,183)	+69,0	144,6 (115 a 172)	-16,4
Exploração	50	20	0,090 (0,064 a 0,128)	+23,5	163,1 (141 a 183)	-5,7
Exploração	75	90	0,093 (0,069 a 0,127)	+26,9	160,6 (143 a 179)	-7,2
Exploração	75	40	0,087 (0,067 a 0,109)	+19,1	161,5 (139 a 187)	-6,6
Exploração	75	20	0,081 (0,055 a 0,117)	+11,2	166,4 (148 a 184)	-3,8
Exploração	100	90	0,078 (0,056 a 0,100)	+7,3	167 (149 a 185)	-3,3
Exploração	100	40	0,077 (0,053 a 0,097)	+5,8	168,0 (145 a 190)	-2,9
Exploração	100	20	0,079 (0,060 a 0,117)	+8,4	167 (146 a 187)	-3,3
<i>Ciclo de corte de 60 anos</i>						
Controle	--	--	0,106 (0,088 a 0,137)	--	149,8 (132 a 164)	
Exploração	50	90	0,198 (0,137 a 0,306)	+87,2	109,6 (83 a 148)	-26,9
Exploração	50	40	0,152 (0,106 a 0,233)	+43,5	129,1 (99 a 154)	-13,9
Exploração	50	20	0,124 (0,084 a 0,184)	+16,8	143,3 (117 a 177)	-4,5
Exploração	75	90	0,138 (0,096 a 0,190)	+29,8	134,5 (109 a 154)	-10,3
Exploração	75	40	0,121 (0,084 a 0,176)	+14,1	143,3 (124 a 165)	-4,4
Exploração	75	20	0,116 (0,085 a 0,158)	+9,7	147,3 (124 a 173)	-1,8
Exploração	100	90	0,110 (0,073 a 0,148)	+3,3	149,4 (128 a 174)	-0,4
Exploração	100	40	0,111 (0,074 a 0,172)	+4,8	147,7 (120 a 178)	-1,5
Exploração	100	20	0,113 (0,075 a 0,150)	+7,0	148 (129 a 178)	-1,2
<i>Ciclo de corte de 90 anos</i>						
Controle	--	--	0,138 (0,094 a 0,184)	--	135 (106 a 162)	
Exploração	50	90	0,225 (0,154 a 0,364)	+63,1	95,5 (69 a 125)	-29,8
Exploração	50	40	0,181 (0,134 a 0,244)	+31,4	113,2 (86 a 139)	-16,8
Exploração	50	20	0,151 (0,109 a 0,236)	+9,7	128,6 (98 a 158)	-5,4
Exploração	75	90	0,169 (0,114 a 0,261)	+22,4	121,1 (100 a 144)	-11,0
Exploração	75	40	0,155 (0,106 a 0,239)	+12,1	125,2 (98 a 153)	-8,0
Exploração	75	20	0,144 (0,100 a 0,220)	+4,4	130,0 (108 a 155)	-4,4
Exploração	100	90	0,143 (0,100 a 0,220)	+3,8	131,4 (106 a 156)	-3,4
Exploração	100	40	0,147 (0,097 a 0,221)	+6,2	129,8 (105 a 154)	-4,5
Exploração	100	20	0,141 (0,099 a 0,192)	+1,9	132 (108 a 156)	-2,6

Fonte: Dados da pesquisa; $D_{Gregorius}$ = Distância Genética Gregorius; NG = Número de Genótipos Diferentes.

Variação percentual relativa é a diferença proporcional de cada resultado do cenário de controle correspondente; (*) Significativamente diferente do controle ao nível de 5% de probabilidade; Para o cenário controle nenhuma exploração foi realizada.

4.3.5 NÚMERO GENÓTIPO MULTILOCOS

A atividade de exploração florestal, mesmo o manejo florestal de baixo impacto, que é executada de acordo com as normativas que regulamenta esta atividade causam impactos a floresta tanto na diversidade de espécies, demografia, sistema de reprodução quanto na genética das populações manejadas. De acordo com Jennings et al. (2001) esta atividade pode resultar diretamente na perda da diversidade genética com a perda de alelos, em especial os de rara frequência, estimulando afunilamento genético da população sob exploração por corte seletivo de árvore. Este fato foi corroborado em muitos outros estudos baseados em modelagem e em estudos empíricos (SEBBENN et al. 2001; LEE et al. 2002; ANDRÉ, 2005; DEGEN et al. 2006; CLOUTIER et al. 2007; LACERDA et al. 2008; SEBBENN et al. 2008; SILVA et al. 2008; WERNSDÖRFER et al. 2010; LACERDA et al. 2013; VINSON et al. 2014). A consequência da perda de alelos é a redução do número de genótipos multilocos (NG). Para o ciclo de corte de 30 anos, o cenário controle apresentou valor para NG de 173,0 (IC a 95% de 154 a 190). No cenário de maior grau de exploração com o DMC de 50 cm e IE de 90%, a redução no NG foi considerável, sendo o NG de 130,8 (IC a 95% de 107 a 157), acarretando em 24,4% de redução do NG em relação ao controle. Neste ciclo de corte, o segundo cenário com maior impacto na redução de NG foi o com DMC de 50 cm e IE de 40%. Neste caso, o número de genótipo remanescente após a exploração foi de 144,6. Em contrapartida os cenários que apresentaram as menores taxas de perdas de NG foram os de DMC de 100 cm e IE de 40% com o NG de 168,0 (IC a 95% de 145 a 190) onde o NG foi reduzido na proporção de 2,9% em relação ao controle. Também os cenários com DMC de 100 cm e IE de 20 e 90%, quando os valores de NG foram de 167, ocasionando a perda do NG entre o controle e a população final de 3,3% nos dois cenários. Nos demais cenários também houve reduções no NG quando comparado ao controle variando desde 3,8% (DMC de 75 cm e IE de 20%) até 7,2% (DMC de 75 cm e 90% de IE).

No ciclo de corte de 60 anos (Tabela 8), os valores médios para o cenário controle de NG sendo de 149,8 (IC a 95% de 132 a 164). As maiores perdas de número de genótipos foram encontrados nos cenários de DMC de 50 cm e IE de 90%, DMC de 50 cm e IE de 40% e DMC de 75 com IE de 90%. Para o primeiro cenário os valores médios de NG após a exploração foram de 109,6, ocasionando perda de 26,9% de NG em relação ao controle. No segundo caso, o NG após o corte foi de 129,1 (IC a 95% de 99 a 154) mostrando que a perda de NG quando comparado ao cenário controle de 13,9%. Finalmente, o terceiro cenário com

maior impacto negativos sobre *NG* apresentou valores de 134,5 (IC a 95% de 109 a 154), conseqüentemente, redução de 10,3% em relação ao cenário controle. Dentro das análises realizadas, para este ciclo de corte, as menores perdas no números de genótipos foram encontrados nos cenários com DMC de 100 cm nas IE de 90, 20 e 40%.

Na IE de 90% foram obtidos os valores médios com as menores reduções do *NG*, com valor de 149,4 (IC a 95% de 128 a 174), indicando que a perda do *NG*, quando comparado ao cenário controle foi de 0,4%. Para IE de 20% o *NG* da população final foi de 148 (IC a 95% de 129 a 178) resultando na perda de 1,5% dos genótipos em relação ao cenário controle, e a terceira menor redução foi observada na IE de 40% tendo como valor médio 147,7 (IC a 95% de 120 a 178) evidenciando que a diminuição de *NG* depois do corte quando comparado ao cenário controle foi de 1,5%. Para os cenários restantes também houve perda de *NG* e os valores do decréscimo de *NG* variaram de 1,8 a 4,5%.

Quando as simulações foram com o ciclo de corte de 90 anos para *Araucaria angustifolia* (Tabela 8) o valor médio do *NG* obtido para o cenário controle foi de 135 (IC a 95% de 106 a 162). As três maiores perdas de *NG* foram obtidas nos cenário com DMC de 50 cm e IE de 90 e 40% e DMC de 75 cm com IE de 90%. Para o cenário DMC de 50 cm e IE de 90% o valor médio encontrado para *NG* foi de 95,5, indicando a perda em relação ao cenário controle de 29,8%. No cenário DMC de 50 cm e IE de 40% foi obtido o valor de 113,2 (IC a 95% de 86 a 139) e quando comparado ao cenário controle esta perda chegou a 16,8%. A terceira maior redução de número de genótipos foi alcançada no cenário DMC de 75 cm com IE de 90%, em que o valor médio encontrado de 121,1 (IC a 95% de 100 a 144) representou diminuição de 11,0% dos genótipos quando contraposto ao controle.

Os três cenários que apresentaram as menores reduções no *NG* foram os de DMC de 100 cm e IE de 20%, DMC de 100 cm e IE de 90% e também o de DMC de 75 cm e IE de 20%. Os valores foram de 132 (IC a 95% de 108 a 156), 131,4 (IC a 95% de 106 a 156) e 130 (IC a 95% de 108 a 155) respectivamente, esta perda corresponde a 2,6%, 3,4% e 4,4% do número de genótipos entre o controle e as populações finais. Nos outros cenários as perdas de *NG* entre o controle e as populações finais variaram de 4,5% (DMC de 100 cm e IE de 40%) até 8,0% (DMC de 75 IE de 40%). Conforme estes resultados, fica destacado que o cenário que apresentou a maior redução no *NG* foi o de DMC de 50 cm e IE de 90%, observado em todos os ciclos de corte, sendo que neste cenário a perda média de *NG* ficou por volta de 40%, em relação ao cenário controle. O ciclo de corte de 30 anos teve os maiores impactos nas perdas de *NG* em todos os cenários, quando comparado aos outros ciclos de corte. Os

cenários que apresentaram as menores perdas de NG foram os de DMC de 100 e IE de 20, 40 e 90%. A redução no NG se dá devido a retirada de indivíduos pelo corte seletivo e com isso, há redução no número de alelos e menores número de combinações podem ser formadas. A redução em NG e também relatada por Degen et al. (2006) em *Dicorynia guianensis*, *Sextonia rubra*, *Symphonia globulifera* e *Vouacapoua americana*, devido em grande parte a taxa de crescimento das espécies, parâmetros demográficos, bem como devido ao DMC. O corte seletivo causa redução no NG das populações exploradas (SEBBENN et al. 2008; LARCERDA et al. 2013; VINSON et al. 2014), uma vez que o número de genótipos é intimamente dependente da densidade populacional, sofrendo o afunilamento genético nas populações devido ao corte seletivo.

4.4 COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN

O teste da correlação ordinal de Spearman mede a intensidade da relação entre variáveis ordinais. Usa em vez do valor observado, apenas a ordem das observações. Deste modo, este coeficiente não é sensível a assimetrias na distribuição, nem à presença de *outliers*, não exigindo, portanto que os dados provenham de populações com distribuição normal (PESTANA; GAGEIRO, 2002; MAROCO, 2003). Utilizando-se esta correlação entre o número de indivíduos e o número de alelos, foram observados valores positivos, altos e significativos (mínimo de 0,91) para os três ciclos de corte (Tabela 9), o que indica que quanto maior o número de indivíduos remanescentes nos cenários (após o corte e no controle), maior é o número de alelos retidos na população. Logo, maior a diversidade genética e maior a possibilidade de serem geradas novas combinações genéticas nas novas gerações, o que pode ser traduzido como maior potencial evolutivo. Como o número de indivíduos remanescente é sempre maior para maiores DMC e menores IE, este resultado indica que quanto menor o DMC e maior a intensidade de corte maior é a perda de alelos na população remanescente após os três ciclos de corte simulados.

Igualmente, a correlação de Spearman entre o tamanho da população remanescente após os ciclos de corte e os parâmetros H_o , H_e e NG também apresentaram valores positivos, altos e significativos (mínimo de 0,75, $P < 0,05$), indicando que quanto menor é o DMC e maior a IE, menor são os níveis de diversidade genética nas populações após os sucessivos cortes seletivos. Por sua vez, a correlação entre a estimativa da $D_{Gregorius}$ entre o primeiro e último ano de simulação e o número de indivíduos remanescentes após os ciclos de

corte simulados foi negativa, alta e significativa. Isso demonstra que o corte seletivo muda as frequências alélicas em relação a população original, antes do corte, sendo esta mudança mais intensa para menores DMC e maiores IE. Em suma, os resultados das correlações demonstram claramente um efeito negativo da adoção de baixos DMC e altas IE sobre a diversidade genética das populações remanescentes de *A. angustifolia*. Este mesmo padrão foi também observado em estudos similares ao presente, para as espécies da Amazônia brasileira *Bagassa guianensis*, *Hymenaea courbaril*, *Manilkara huberi* e *Symphonia globulifera* (SEBBENN et al. 2008; LACERDA et al. 2013), o que reforça a conclusão de que a utilização de baixos DMC e altas intensidades de corte, reduzem a diversidade genética das populações remanescentes.

Tabela 9 - Estimativas do coeficiente de correlação de Spearman entre o tamanho da população remanescente (N) e parâmetros de diversidade genética após 122, 242 e 362 anos simulados

Parâmetros	ρ (30 anos)	ρ (60 anos)	ρ (90 anos)
Número total de alelos: k	0,94 **	0,96 **	0,91 **
Heterozigosidade observada: H_o	0,75 *	0,92 **	0,86 **
Heterozigosidade esperada: H_e	0,75 *	0,88 **	0,90 **
Distância genética de Gregorius: $D_{Gregorius}$	-0,91 **	-0,94 **	-0,91 **
Número Genótipo Multilocos: NG	0,90 **	0,97 **	0,93 **

Fonte: Dados da pesquisa; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$.

5 CONCLUSÃO

Para as regras de manejo utilizadas no Brasil, de acordo com as simulações, para *A. angustifolia* levaria 84 anos para recuperar a área basal inicial.

O cenário que mais causou interferência nos parâmetros analisados foi o de DMC de 50 cm, IE de 90% e ciclo de corte de 30 anos, o mesmo que é exercido nos manejos florestais legalizado pela legislação ambiental, não apresentando sustentabilidade em AB e nos parâmetros genéticos analisados neste estudo.

Nesta pesquisa o cenário indicado para atingir o manejo sustentado e o de DMC de 100 cm, IE de 90%, com ciclo de corte de no mínimo 22 anos.

REFERÊNCIAS

- ALDRICH, P. R.; HAMRICK, J.L.; Dominância reprodutiva de árvores de pastagem em um mosaico de floresta tropical fragmentada. **Science**, Washington, v.281, p.103-105. 1998.
- ALSTAD, D.; ANDERSON, A.; ROEL, L.; NOOTBALOOCHI, S.; BRATTELI, C. Populus: simulation of population biology. Ver. 5.3. University of Minnesota. <http://www.cbs.uni.edu/populus/>. 2003.
- ANDRÉ, T. **Fluxo gênico e diversidade genética em uma população manejada de mogno (*Swietenia macrophylla*, King – Meliaceae) na Amazônia oriental**. Dissertação, Manaus: Instituto de Pesquisa da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, 2005. pág. 46
- ASPI, J.; LUMME, J. Popgen. Ver. 1.0. Universidade of Oulu. Department of Genetic. 2000.
- AULER, N. M. F.; REIS, M. S.; GUERRA, M. P.; NODARI, R. O. The genetics and conservation of *Araucaria angustifolia*: Genetic structure and diversity of natural populations by means of non-adaptative variation in the state of Santa Catarina, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v. 25, n. 3. p.239-338, 2002.
- AZEVEDO, O. Os pinheiros do Brasil. **Informação Florestal**, v.6, p.15-18. 1994.
- BARREIRA, S.; BOTELHO, S. A.; SCOLFORO, J.R.; MELLO, J.M.; Efeito de diferentes intensidades de corte seletivo sobre a regeneração natural de cerrado, **CERNE**, Lavras, v.6, p.040-051, 2000.
- BARREIRA, S.; SEBBENN, A.M.; SCOLFORO, J.R.S.; KAGEYAMA, P.Y. Diversidade genética e sistema de reprodução em população nativa de *Eremanthus erythropappus* (DC) MacLeish sob exploração. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.71, p. 119-130. 2006.
- BITTENCOURT, J. V. M, SEBBENN, A. M. Patterns of pollen and seed dispersal in a small, fragmented population of the wind-pollinated tree *Araucaria angustifolia* in southern Brazil. **Heredity**, London, v.99, p.580 - 591, 2007
- BITTENCOURT, J. V. M.; SEBBENN, A. M. Pollen movement and spatial genetic structure in a continuous forest of wind-pollinated *Araucaria angustifolia*, inferred from paternity and TWOGENER analysis. **Conservation Genetics**, Dordrecht, v.9, p.855 - 868, 2008.
- BITTENCOURT, J. V. M.; SEBBENN, A. M. Genetic effects of forest fragmentation in high-density *Araucaria angustifolia* populations in Southern Brazil. **Tree Genetics e Genomes**, Berlin, v.5, p.573 - 582, 2009.
- BORTOLOSSI, D. **Licenciamento de corte seletivo e de nativas plantadas, de espécies da flora ameaçadas de extinção**. 2007. 104 f.(Trabalho de conclusão de curso), Universidade Regional de Blumenau, Blumenau – SC, 2007.
- BOTREL, M.C.G.; E CARVALHO, D. Variabilidade isoenzimática em populações naturais de jacarandá paulista (*Machaerium villosum* Vog.). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.27, p.621-627. 2004.

BRASIL, INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 5, De 11 DE DEZEMBRO DE 2006, Ministério do Meio Ambiente, Brasília – DF, 2006.

BRASIL, INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 6, DE 23 DE SETEMBRO DE 2008, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, Brasília - DF, 2008.

BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, Resolução nº 406, de 02 de Fevereiro de 2009, Brasília – DF, 2009.

BRASIL, LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012, Brasília, 25 de maio de 2012; 191º da Independência e 124º da República. 2012, Brasília – DF, 2012.

BUCHERT, G.P.; RAJORA, O.P.; CAPUZ, J.V. Efeitos da colheita sobre a diversidade genética no velho-crescimento leste pinheiro branco, em Ontário, Canadá. **Conservation Biology**, Dordrecht, v.11, p.747-758. 1997.

CARVALHO, J.O.P. **Structure and dynamics of a logged over Brazilian Amazonian rain Forest**. These (Doctor of Philosophy), Oxford University, Oxford, 215 pág.1992.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas. v. 1, 1039 p. 2003

CARVALHO, A.C.M.; FREITAS, M.L.M.; MORAES, S.M.B.; MORAES, M.L.T.; STRANGHETTI, V.; ALZATE-MARIN, A.L.; SEBBENN, A.M. Diversidade genética, endogamia e fluxo gênico em pequena população fragmentada de *Copaifera langsdorffii*. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.33, p.599-606. 2010.

CLOUTIER, D.; M. KANASHIRO, A.Y. CIAMPI, AND D.J. SCHOEN. Impact of selective logging on inbreeding and gene dispersal in an Amazonian tree population of *Carapa guianensis* Aubl. **Molecular Ecology**, Oxford, v.16, p.797-809. 2007.

DANNER, M. A. **Polinização dirigida e plantas monóicas no melhoramento genético de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze.** 2003, 111f. Tese (Doutorado) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 111 p. 2003,

DAYANANDAN, S.; DOLE, J.; BAWA, K.; KESSELI, R. Population structure delineated with microsatellite markers in fragmented populations of a tropical tree, *Carapa guianensis* (Meliaceae). **Molecular Ecology**, Oxford, v.8, p.1585-1592, 1999.

DEGEN, B.; BLANC, L.; CARON, H.; MAGGIE, L.; KREMER, A.; GOURLET-FLEURY, S. Impacto da extração seletiva de madeira sobre a composição genética e estrutura demográfica de quatro espécies arbóreas tropicais. **Biology Conservation**, Boston, v.131, p. 386-401. 2006.

DEGEN, B.; GREGORIUS, H.R.; SCHOLTZ ,F. ECO- GENE: um modelo para estudos de simulação sobre a dinâmica espacial e temporal das estruturas genéticas de populações de árvores . **Silvae Genetica**, Frankfurt, v.45, p. 323-329. 1996.

DEGEN, B.; ROUBIK, D.; LOVELESS, M.D. Impacto da extração seletiva de madeira e fragmentação florestal sobre as coortes de sementes de uma árvore polinizada por insetos: um estudo de simulação, pp 108-110; In: Modelagem e investigação experimental em processo

genético em tropical e floresta temperada. DEGEN, B.; LOVELLESS, M.D.; KREMER A. (Ed). **EMBRAPA Amazônia Oriental**, Belém, p. 108-119. 2002.

DEGEN, B.; SCHOLTZ, F. A ecologia genética dos ecossistemas florestais sob estresse como analisado por simulação pelo modelo de simulação Eco- gene. **Chemosphere**, Nottingham, v.36, p.819-824. 1998.

DEGEN, B. **Eco- Gene. Versão 4.1**. 2004.

DEGEN, B.; WATSON, L. User's manual for Eco-Gene. Version 4.1. 630pág. 2004.

DELGADO, L. D. **Efectos em La riqueza, composición y diversidad florística producidos por el manejo silvícola de um bosque húmedo tropical de terras baixas em Costa Rica. Tesis (Magister Scientiae) - CATIE, Turrialba, 97 pág.** 1995.

DICK, C.W. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. **Proceedings of the Royal Society of London B**, Oxford, v.268, p. 2391-2396, 2001.

FERES, J. M.; SEBBENN, A. M.; GUIDUGLI, M. C.; MESTRINER, M. A.; MORAES, M. L. T.; ALZATE-MARIN, A. L. Mating system parameters at hierarchical levels of fruits, individuals and populations in the Brazilian insect-pollinated tropical tree, *Tabebuia roseoalba* (Bignoniaceae). **Conservation Genetics**, Dordrecht, v.13, p.393 - 405, 2012.

FERREIRA, D.K.; NAZARENO, A.G.; MANTOVANI, A.; BITTENCOURT, R.; SEBBENN, A.M.; REIS, M.S.; Genetic analysis of 50-year old Brazilian pine (*Araucaria angustifolia*) plantations: implications for conservation planning. **Biology Conservation**, Boston, v.13, p.435–442. 2012.

GAINO, A. P. S. C.; SILVA, A. M.; MORAES, M. A.; ALVES, P. F.; MORAES, M. L. T.; FREITAS, M. L. M.; SEBBENN, A. M. Understanding the effects of isolation on seed and pollen flow, spatial genetic structure and effective population size of the dioecious tropical tree species *Myracrodruon urundeuva*. **Conservation Genetics**, Dordrecht, v.11, p.631-1643, 2010.

GLAUBITZ, J.C.; MURRELL, J.C.; MORAN, G.F. Efeitos das práticas de regeneração da floresta nativa sobre a diversidade genética em *Eucalyptus consideriana*. **Theoretical and Applied Genetic**, Philadelphia, v.107, p. 422-431. 2003.

GREGORIUS, H.R.; DEGEN, B.; KOÜNIG, A. Problems in the analysis of genetic differentiation among populations—a case study in *Quercus robur*. **Silvae Genet**, Frankfurt, v.56, p.190–199. 2007

GREGORIUS, H. R. Genetischer abstand zwischen populationen. I. Zur Konzeption der genetischen abstandmessung. **Silvae Genetica**, Frankfurt, v. 23, p.22-27.1974.

HAMILTON, M.B.; Tropical tree gene flow and seed dispersal. **Nature**, London, 401, 129-30. 1999.

HAWLEY, G.J.; SCHABERG, P.G.; DEHAYES, D.H.; BRISSETTE, J.C. Silviculture alters the genetic structure of an eastern hemlock forest in Maine, USA. **Canadian Journal of Forest Research**; v.35, p. 143-150. 2005.

HEDRICK, P.W. A standardized genetic differentiation measure. **Evolution**, Lancaster, v.59, p.1633–1638. 2005.

HUMMEL, A. C.; ALVES, M. V. S.; PEREIRA, D.; VERÍSSIMO, A.; SANTOS, D. **A atividade madeireira na Amazônia brasileira: produção, receita e mercados**. Belém/Brasília: Imazon e Serviço Florestal Brasileiro - SFB. 20 p. 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura**, v. 27, 2012. 21 pág. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pevs/2012/default.shtm>> acesso março de 2014.

INSTITUTO DO HOMEM E MEIO AMBIENTE DA AMAZÔNIA - IMAZON, Floresta para Sempre: **Um Manual para Produção de Madeira na Amazônia**. Belém: Imazon, 130 p.1998.

JENNINGS, S.B.; BROWN, N.D.; BOSHIER, D.H.; WHITMORE, T.C.; LOPES, J.C.A. Ecology provides a pragmatic solution to the maintenance of genetic diversity in sustainable managed tropical rain forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.15, p.1-10. 2001.

JOST, L. D vs. G_{ST} : Response to Heller and Siegismund (2009) and Ryman and Leimar (2009). **Molecular Ecology**, Oxford, v.18, p.2088–2091. 2009.

KUTOVSKII, K.; STRAUSS, S.; EROFEEVAL, L. EROFEEV, V. Dominance population genetic simulation program. Department of Forest Science, OSU. 2004

LACERDA, A. E.; NIMMO, E.R.; SEBBENN, A. M. Modelling the long-term impacts of logging on genetic diversity and demography of *Hymenaea courbaril*. **Forest Science**, Bethesda, v.59, p.15-26, 2013

LACERDA, A.E.B.; M. KANASHIRO, AND A.M. SEBBENN. Long-pollen Movement and Deviation of Random Mating in a Low-density Continuous Population of a Tropical Tree *Hymenaea courbaril* in the Brazilian Amazon. **Biotropica**, Malden, v.40, p.462-470. 2008.

LACERDA, A.E.B.; M. KANASHIRO, AND A.M. SEBBENN. Effects of Reduced Impact Logging on genetic diversity and spatial genetic structure of a *Hymenaea courbaril* population in the Brazilian Amazon Forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.255, p.1034-1043. 2008.

LAUFER, J.; MICHALSKI, F.; PERES, C. A. Avaliando vieses de amostragem em estudos de impacto em florestas tropicais, Tropical. **Conservation Science**, Washington, v.6, p.16-34, 2013.

LEE, C.; WICKNESWARI, R.; MAHANI, M.C.; ZAKRI, A.H. Effect of selective logging on the genetic diversity of *Scaphium macropodum*. **Biology Conservation**, Boston, v.104, p.107-118. 2002.

LIMA, A. P.; LIMA, O. P.; MAGNUSSON, W. E.; HIGUCHI, N.; e REIS, F. Q. Regeneration of five commercially-valuable tree species after experimental logging in an Amazonian forest. **Revista Árvore**, Viçosa, v.26, p. 567-571. 2002.

LONGHI, R. V. **Manejo experimental de uma floresta ombrófila mista secundária no Rio Grande do Sul**. 2011. 83 f. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Maria, 83 p. 2011.

LOWE, A.J.; BOSHIER, D.; WARD, M.; BACLES, C.F.E.; NAVARRO, C. Genetic resource impacts of habitat loss and degradation; reconciling empirical evidence and predicted theory for neotropical trees. **Heredity**, Londres, v.95, p.255-273. 2005.

MANOEL, R. O.; ALVES, P. F.; DOURADO, C.L.; GAINO, A. P. S. C.; FREITAS, M. L. M.; MORAES, M. L. T.; SEBBENN, A. M. Contemporary pollen flow, mating patterns and effective population size inferred from paternity analysis in a small fragmented population of the Neotropical tree *Copaifera langsdorffii* Desf. (Leguminosae-Caesalpinioideae). **Conservation Genetics**. p.613 - 623, 2012.

MANTOVANI, A; MORELLATO L.P.C.; REIS, M.S. Internal genetic structure and outcrossing rate in a natural population of *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. **Journal of Heredity**, Dordrecht, v.97, p.466–472. 2006.

MAROCO, J. **Análise Estatística com utilização do SPSS**, Lisboa: Edições Sílabo, 2003.

MARTINS, E. P.; OLIVEIRA, A. D.; SCOLFORO, J. R. S. Avaliação dos Danos causados pela exploração florestal a vegetação remanescente, em florestas naturais. **Cerne**, Lavras, v. 3, n. 1, p. 14-24, 1997.

MAZZA, M. C. M; BITTENCOURT, J. V.; Extração de DNA de tecido de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae). **Boletim de pesquisa florestal**, Colombo, v.41, p.12-17, 2000.

MEYER, E. A. **Estrutura do estrato regenerante e impacto do corte seletivo de árvores sobre a regeneração natural em uma floresta estacional decidual**, 2008. 37f. (Trabalho de conclusão de curso) Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria – RS,37 p. 2008.

MONTAGNA, T.; FERREIRA, D.K.; STEINER, F.; SILVA, F.A.L.S.; BITTENCOURT, R.; SILVA, J.Z.; MANTOVANI, A.; REIS, M.S. A Importância das Unidades de Conservação na Manutenção da Diversidade Genética de Araucária (*Araucaria angustifolia*) no Estado de Santa Catarina, **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, v.2, p.17-24, 2012.

MORAES, M. L. T.; SEBBENN, A. M. Pollen Dispersal Between Isolated Trees in the Brazilian Savannah: A Case Study of the Neotropical Tree *Hymenaea stigonocarpa*. **Biotropica**, Malden, v. 43, p. 192-199, 2011

MOSSELER, A.; MAJOR, J.E.; RAJORA, O.P. Old-growth red spruce forests as reservoirs of genetic diversity and reproductive fitness. **Theoretical and Applied Genetics**, Philadelphia, v.106, p. 931-937. 2003.

MURAWSKI, D.A.; GUNATILLEKE, I.A.U.N.; BAWAS, K.S. The effects of selective logging on inbreeding in *Shorea megistophylla* (Dipterocarpaceae) from Siri Lanka. **Biology Conservation**, Boston, v.8, p.997-1002. 1994.

OBAYASHI, K.; KALASA, J.; ARMESTO, J.J.; COLLINS, S.L. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. **International Journal of Plant Science**, Chicago, v.163, p.151-158. 2004.

OBAYASHI, K.; KALASA, J.; ARMESTO, J. J.; COLLINS, S. L. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. **International Journal of Plant Sciences**, Chicago, v.163, p. 151–158. 2002.

PESTANA, M.; GAGEIRO, J. **Análise de Dados para Ciências Sociais: A Complementaridade do SPSS**, Lisboa: Edições Sílabo, 2002.

RAJORA, O.P.; PLUHAR, S.A. Genetic diversity impacts of forest fire, forest harvesting, and alternative reforestation practices in black spruce (*Picea mariana*). **Theoretical and Applied Genetics**, Philadelphia, v.106, p.1203-1212. 2003.

RAJORA, O.P.; RAHMAN, M.H.; BUCHERT, G.P.; DANCİK, B.P. Microsatellite DNA analysis of genetic effects of harvesting in old-growth eastern white pine (*Pinus strobes*) in Ontario, Canada. **Molecular Ecology**, Oxford, v.9, p.339-348.2000.

REIS, A.; WIESBAUER, M.B. O Uso de Sementes na Restauração Ambiental. In: HIGA, A.R.; SILVA, L.D. **Pomar de sementes de espécies florestais nativas**. Curitiba: FUPEF, p. 83-92. 2006.

SALGUEIRO, F.; CARON, H.; SOUSA, M. I. F; KREMER, A.; MARGIS, R. Characterization of nuclear microsatellite loci in South American Araucariaceae species. **Molecular Ecology**, Oxford, v.5, p. 256-258, 2005.

SANT'ANNA, C.S. **Diversidade genética, estrutura genética espacial e dispersão realizada de pólen e sementes em uma população contínua de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no planalto norte de Santa Catarina**. 2011. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais, Florianópolis, 89 p. 2011.

SAVOLAINEN, O.; KÄRKKÄINEN, K. Effect of forest management on gene pools. **New Forest**, Hampshire, v.6, p.329 –345. 1992.

SCOLFORO, J.R.S. **Manejo Florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 438 p.1998.

SEBBENN, A.M.; SEOANE, C.E.S.; KAGEYAMA, P.Y.; LACERDA, C.M.B. Estrutura Genética de Populações los Tabebuia cassinoides: Implicações Para o Manejo Florestal e a Conservação Genética. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.13, p.93-113. 2001.

SEBBENN, A.M.; PONTINHA, A.A.S.; GIANOTTI, E.; KAGEYAMA, P.Y. Variação genética Entre e Dentro de procedências e progênies de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. no sul do Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.15, p.109-124. 2003

SEBBENN, A.M.; PONTINHA, A.A.S.; FREITAS, S.A.; FREITAS, J.A. Variação genética procedências los cinco de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. no sul do Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.16, p.91-99. 2004.

SEBBENN, A. M.; CARVALHO, A. C. M.; FREITAS, M. L. M.; MORAES, S. M. B.; GAINO, A. P. S. C.; SILVA, J. M.; JOLIVET, C.; MORAES, M. L. T. Low levels of realized seed and pollen gene flow and strong spatial genetic structure in a small, isolated and fragmented population of the tropical tree *Copaifera langsdorffii* Desf. **Heredity**, Washington, v. 106, p. 134-145, 2011.

- SEBBENN, A.M.; DEGEN, B.; AZEVEDO, V.C.R.; SILVA, M.B.; LACERDA, A.E.B.; CIAMPI, A.Y.; KANASHIRO, M.; CARNEIRO, F.S.; THOMPSON, I.; LOVELESS, M.D. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.254, p. 335–349. 2008.
- SEOANE, C.E.S.; SEBBENN, A.M.; KAGEYAMA, P.K. Sistema de Reprodução los Populações de *Esenbeckia leiocarpa* Engl. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.13, p.19-26. 2001.
- SILVA, M.B.; M. KANASHIRO, A.Y. CIAMPI, I. THOMPSON, AND A.M. SEBBENN. Genetic effects of selective logging and pollen gene flow in a low-density population of the dioecious tropical tree *Bagassa guianensis* in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.255, p.1548-1558. 2008.
- SOUSA, V.A.; SEBBENN, A.M.; HATTEMER, H.H.; ZIEHE, M. Correlated mating in populations of a dioecious Brazilian conifer, *Araucaria angustifolia* (bert.) o. Ktze. **Forest Genetics Journal**, Zvolen, v.12, p.107–119, 2005.
- SOUSA, V.P. Population genetic studies in *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. PhD Thesis. Faculty of Forest Sciences and Forest Ecology-Instituto of Forest Genetics and Forest tree Breeding, Georg-August University of Göttingen. 2003.
- SOUZA, L.M.I.; KAGEYAMA, P.Y.; SEBBENN, A.M. Estrutura genética em populações fragmentadas de *Chorisia speciosa* St .Hil (Bombacaceae). **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.65, p.70-79, 2004.
- STEFENON, V.M.; GAILING, O.; AND FINKELDEY. R. Genetic structure of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) populations in Brazil: implications for the in situ conservation of genetic resources. **Plant Biology**, Stuttgart, v.9, p. 516–525. 2007
- VINSON, C.C.; KANASHIRO, M.; SEBBENN, A.M.; WILLIAMS, T.C.R.; HARRIS, S.A.; BOSHIER, D.H. Long-term impacts of selective logging on two Amazonian tree species with contrasting ecological and reproductive characteristics: inferences from Eco-gene model simulations, **Heredity**, London, p.1–10, 2014.
- WERNSDÖRFER, H.; CARON, H.; GERBER, S.; CORNU, G.; ROSSI, V.; MORTIER, F.; GOURLET-FLEURY, S. Relationships between demography and gene flow and their importance for the conservation of tree populations in tropical forests under selective felling regimes. **Conservation Genetics**, Dordrecht, v.12, p.15-29. 2010.
- YOUNG, A. G.; BOYLE, T.J. Forest fragmentation. In: YOUNG, A.G.; BOSHIER D.; BOYLE, T.J. Forest conservation genetics: principles and practice. Melbourne: **CSIRO Publishing**, Victoria, p. 123-134. 2000.
- YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T.; The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v.11, p.413-418. 1996.