

LUIZ FERNANDO DRUMMOND SALVADOR

**REGENERAÇÃO NATURAL E FITOSSANIDADE DE *Pinus albicaulis* NO
PARQUE NACIONAL DE JASPER, CANADÁ**

Monografia apresentada ao Departamento de
Engenharia Florestal da Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do curso
de Engenharia Florestal

VIÇOSA
MINAS GERAIS-BRASIL
DEZEMBRO - 2014

LUIZ FERNANDO DRUMMOND SALVADOR

**REGENERAÇÃO NATURAL E FITOSSANIDADE DE *Pinus albicaulis* NO
PARQUE NACIONAL DE JASPER, CANADÁ**

Monografia apresentada ao Departamento de
Engenharia Florestal da Universidade Federal
de Viçosa, como parte das exigências do curso
de Engenharia Florestal

APROVADA: 8 de dezembro de 2014

Prof. Gínia Cezar Bontempo

Prof. Wantuelfer Gonçalves

Prof. Gumercindo Souza Lima

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa;

Ao governo brasileiro, por tornar possível o intercâmbio acadêmico no Canadá;

À agência federal *Parks Canada*, pela oportunidade de estágio e trabalho;

A Landon e Brenda Shepherd, Dave Smith, Kim Weir, Heidi Fengler, A.L, Michael Oliveira, Kathryn Walpole e a todos os funcionários do Parque Nacional de Jasper, pelos ensinamentos, ajuda, motivação e inspiração;

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia Florestal, especialmente a Jamile, Marquione, Imaculada, Chiquinho, Gumercindo, Gínia e Wantuelfer;

Aos meus pais, pela criação, apoio, amizade, paciência e por me fazerem acreditar que sou capaz e que a vida vale a pena ser vivida. Sem eles nada teria sido possível;

A toda minha família, em especial a minha vó Edith, vô Chico, tia Junia, Sophia, Gilberto, Rodrigo, Andret, Sol e Nathali;

Aos companheiros da república 1511, Fabrício, Breno, Ulysses, Gelton e Vicente;

Aos antigos companheiros de república, Gustavão, Gabriel e Jéssica;

Aos amigos da turma de vôlei T4;

Aos grandes amigos de Viçosa e da Engenharia Florestal, em especial a Vicente, Caiafa, Amana, Bruninha, Amandinha, Indira, Juh, Thaís Diniz, Marcellão, Ângelita, Wagner, Franklin, Danielle e Cassinha, por terem tornado inesquecível a vida em Viçosa e por mostrarem que o mais importante na vida não é o que se tem, mas sim a quem se tem.

BIOGRAFIA

Luiz Fernando Drummond Salvador, filho de Andrea Fernanda Costa e César Roberto Drummond Salvador, nasceu em 12 de Dezembro de 1990, em Belo Horizonte, Minas Gerais.

Iniciou o curso de Engenharia Florestal, na Universidade Federal de Viçosa, em 2009, tendo concluído-o em dezembro de 2014.

CONTEÚDO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	viii
EXTRATO	ix
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
3. METODOLOGIA	5
3.1 Área de Estudo	5
3.2 Parcelas de Monitoramento	6
3.3 Avaliação da Fitossanidade	7
3.4 Avaliação da Regeneração Natural	9
3.5 Análises	10
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	11
4.1 Fitossanidade	11
4.2 Regeneração Natural	15

4.3 Regeneração Natural X Grau de Infecção	19
5. CONCLUSÕES	21
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	23
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	25
ANEXO 1 - PARQUES NACIONAIS INSERIDOS NA REGIÃO DAS MONTANHAS ROCHOSAS, CANADÁ	30
ANEXO 2 - LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS NO PARQUE NACIONAL DE JASPER	32
ANEXO 3 - SINTOMAS CAUSADOS POR <i>Cronartium ribicola</i>	34

LISTA DE FIGURAS

1 - Modelo de parcela de monitoramento utilizado para a avaliação da regeneração natural e fitossanidade de populações de <i>Pinus albicaulis</i>	7
2 - Frequência (%) de árvores sadias, não-sadias, infectadas e mortas	12
3 - Frequência (%) de árvores sadias, não-sadias, infectadas e mortas nas diferentes parcelas em estudo	14
4 - Número de indivíduos da regeneração entre as parcelas	16
5 - Número de indivíduos da regeneração saudáveis e infectados entre as parcelas	18
6 - Relação da frequência de infecção e regeneração natural entre parcelas.	19
A1 - Conjunto de parques nacionais na região das Montanhas Cochosas, Canadá.	31
A2 - Localização das parcelas no Parque Nacional de Jasper	34
A3 - Sintomas de <i>Cronartium ribicola</i>	35
A4 - Sintomas de <i>Cronartium ribicola</i>	35

LISTA DE TABELAS

1 - Classificação quanto à perda foliar	8
2 - Comparação do grau de infecção e mortalidade de <i>Pinus albicaulis</i> entre estudos realizados nos EUA e Canadá	13
3 - Frequência (%) de indivíduos saudáveis e de indivíduos com cancrios ativos e com cancrios inativos da regeneração natural	17

EXTRATO

SALVADOR, Luiz Fernando Drummond, Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2014. **REGENERAÇÃO NATURAL E FITOSSANIDADE DE *Pinus albicaulis* NO PARQUE NACIONAL DE JASPER, CANADÁ.**
Orientador: Gumercindo Souza Lima.

O *Pinus albicaulis*, pinheiro nativo do continente norte americano, tem grande importância ecológica. Recentemente, suas populações têm sido ameaçadas por fatores ambientais e antrópicos, que colocam em risco sua existência, razão pela qual passaram a ser foco de projetos de conservação e recuperação. Devido à importância de atividades de monitoramento, o presente projeto teve como objetivo avaliar a situação atual da fitossanidade e a regeneração natural de populações de *Pinus albicaulis* em 20 diferentes parcelas permanentes distribuídas no Parque Nacional de Jasper, Canadá, assim como avaliar a infecção e a mortalidade causadas por *Cronartium ribicola*. Observou-se que 12,9% dos indivíduos avaliados estavam mortos, e dentre estas mortes 20% ou mais foram causadas pelo patógeno *C. ribicola*. Quarenta e quatro vírgula nove por cento (44,9%) dos indivíduos vivos estavam infectados pelo patógeno em estudo, sendo este grau de infecção considerado médio quando comparado com estudos realizados em outras regiões. Quanto à

regeneração natural, 14% das árvores menores que 1,4 metro de altura estavam infectadas e obteve-se densidade média de 560 indivíduos/ha, valor também considerado médio quando comparado com estudos de mesma natureza realizados por outros pesquisadores no Canadá e nos Estados Unidos. A presença de parcelas com regeneração natural e grau de infecção abaixo e acima das médias, respectivamente, é indicativo de que certas áreas têm maior prioridade em receberem atividades de manejo, visando à recuperação de *Pinus albicaulis*.

1. INTRODUÇÃO

O *Pinus albicaulis* (*Whitebark Pine*), espécie de conífera pertencente à família Pinaceae e nativa do continente norte americano, habita normalmente encostas e cumes expostos em florestas subalpinas, em altitudes acima de 915 metros, próximo ao litoral, e a partir de 1.830 metros, no interior do continente (HOSIE, 1979). A espécie ocorre em duas principais distribuições geográficas ao oeste dos Estados Unidos e Canadá: a primeira se estende pelas montanhas litorâneas, da Colômbia Britânica, Canadá, até Sierra Nevada, ao centro da Califórnia, EUA; a segunda distribuição segue as principais cadeias das Montanhas Rochosas (*Rocky Mountains*), entre 54°N na Colômbia Britânica até 41°N em Wyoming, EUA (WILSON e STUART-SMITH, 2002).

Apesar do baixo valor comercial, *Pinus albicaulis* tem grande importância devido aos benefícios ecológicos proporcionados. Suas sementes representam importante fonte de alimento para diferentes espécies de esquilos, ursos e pássaros, particularmente *Nucifraga columbiana* (*Clark's Nutcracker*) (TOMBACK, 2001; MATTSON et al. 2001). Por se tratar de uma espécie que suporta condições ambientais adversas, é uma das primeiras a colonizar áreas após distúrbios naturais, como incêndios ou avalanches. Portanto, ela cria condições favoráveis para espécies secundárias se desenvolverem e acelera a regeneração e sucessão da comunidade vegetal (CALLAWAY, 1998). Além do

mais, a espécie também é importante para o equilíbrio do ciclo hidrológico, porquanto desacelera o derretimento de neve, em razão do sombreamento fornecido pela copa, e evita a erosão do solo (ARNO e HOFF, 1989).

Recentemente, as populações de *Pinus albicaulis* têm sido ameaçadas por fatores naturais e antrópicos, dentre os quais surtos do besouro broqueador *Dendroctonus ponderosae*, aquecimento global e, principalmente, a incidência do fungo *Cronartium ribicola*, o qual foi acidentalmente introduzido no continente norte americano no início do século XX (TOMBACK et al., 2001; WEAVER, 2001; WILSON e STUART-SMITH, 2002). Estudos demonstram e discutem o rápido declínio de populações de *Pinus albicaulis*, causado pelo contínuo processo de infecção por *Cronartium ribicola* ao longo de toda sua distribuição geográfica (KEANE e ARNO, 1993; SMITH e HOFFMAN, 2000; KENDALL e KEANE, 2001).

Tipicamente, cita-se a supressão de incêndios florestais naturais realizada pelo homem durante o último século como causa adicional do declínio das populações de *Pinus albicaulis*. Como incêndios florestais são distúrbios naturais que reiniciam o processo de sucessão ecológica e criam oportunidades para espécies pioneiras se estabelecerem novamente (ARNO, 2001), a sua supressão tende a desfavorecer a ocorrência de regeneração natural de *Pinus albicaulis*.

O declínio ou a extinção das populações de *Pinus albicaulis* pode ter impactos ecológicos no ecossistema em que ocorrem, como a diminuição da oferta de sementes para o consumo de animais (TOMBACK e KEADALL, 2001), alteração do processo de sucessão ecológica em áreas impactadas (CALLAWAY, 1998), intensificação de processos erosivos e aceleração do derretimento de neve (TOMBACK et al., 2001).

Em razão de sua importância ecológica e seu recente declínio populacional, *Pinus albicaulis* foi listado como espécie ameaçada na província de Alberta, Canadá, em 2008 (GOVERNMENT OF ALBERTA, 2014) e, posteriormente, no território nacional do Canadá (COSEWIC, 2011). Após tal

classificação, *Pinus albicaulis* passou a ser espécie legalmente protegida e foco de projetos de conservação e restauração.

Em 2014, foi criado o *Alberta Whitebark Pine Recovery Plan* (Plano de Recuperação de *Whitebark Pine* em Alberta), documento que, além de abordar as lacunas de conhecimento, foi preparado para guiar as práticas de manejo da espécie e para orientar sobre as pesquisas necessárias e as ações a serem tomadas (ALBERTA WHITEBARK AND LIMBER PINE RECOVERY TEAM, 2014).

Dentre os planos de ação, projetos de monitoramento das populações são abordados, incluindo a reavaliação do estado de saúde das árvores em parcelas permanentes a cada 5-6 anos. Avaliações sobre as mudanças no grau de infecção ao longo do tempo são importantes para formular estratégias de recuperação e manejo, tornando-se, portanto, fundamentais para a conservação da espécie (LOGAN et. al., 2008; KEANE et. al., 2012; ALBERTA WHITEBARK AND LIMBER PINE RECOVERY TEAM, 2014).

Desta forma, o monitoramento do estado de saúde e da regeneração natural de populações de *Pinus albicaulis* em diferentes parcelas permanentes no Parque Nacional de Jasper torna-se importante não somente para a conservação e recuperação da espécie, mas também para o cumprimento de um dos principais objetivos da agência federal responsável pelo manejo de parques nacionais: manter a integridade ecológica dos ecossistemas.

2. OBJETIVOS

O principal objetivo do presente trabalho foi avaliar o recente estado da regeneração natural e fitossanidade de populações de *Pinus albicaulis* no Parque National de Jasper, Canadá, por meio do processo de amostragem de parcelas permanentes.

Como objetivos secundários, teve-se:

(I) Definir o grau de infecção e mortalidade causados pelo fungo *Cronartium ribicola*;

(II) Avaliar a densidade de regeneração;

(III) Avaliar a presença do besouro broqueador *Dendroctonus ponderosae*;

(IV) Identificar áreas com maior prioridade de intervenção, devido à alta infecção e mortalidade causadas por *Cronartium ribicola* ou baixa regeneração natural;

(V) Comparar os resultados com estudos de mesma natureza realizados em outras regiões do Canadá e dos Estados Unidos.

3. METODOLOGIA

3.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional de Jasper (*Jasper National Park*), o qual foi estabelecido em 1907 e possui área total de 10,878 km². O parque faz parte do conjunto de parques nacionais inseridos na região natural das Montanhas Rochosas (*Rocky Mountains*), a sudoeste da província de Alberta e a sudeste da Colômbia Britânica, Canadá (ANEXO 1).

O clima da região é altamente influenciado pela topografia, a qual varia consideravelmente, com altitudes entre 985 e 3.800 metros em relação ao nível do mar. A temperatura diária média é de 15,0°C em julho e de -9,8 °C em janeiro, e a precipitação média anual é de 398,8 mm (GOVERNMENT OF CANADA, 2014).

Devido à variação das condições climáticas em função da altitude, três principais zonas são caracterizadas: Montana, Subalpina e Alpina. A região Montana compreende as partes inferiores dos vales, regiões mais secas e com temperaturas mais elevadas, ao contrário da região Alpina, que se caracteriza por regiões mais elevadas, com temperaturas mais baixas, ventos constantes e maior acúmulo de neve, condições não favoráveis para muitas espécies

animais e vegetais. Já a região Subalpina pode ser considerada como uma região de transição entre a região Montana e Alpina (PARKS CANADA, 2013).

3.2 Parcelas de Monitoramento

O presente estudo faz parte de um programa monitoramento de parcelas permanentes inicialmente estabelecidas e avaliadas por Smith et al. em 2003-2004 e em 2009 (SMITH et al., 2008; SMITH et al., 2013). Ao total, existem 115 parcelas distribuídas em parques nacionais e terras provinciais na região das Montanhas Rochosas, nas províncias de Alberta e da Colômbia Britânica, desde *Waterton Lakes National Park* (49°N) até *McBride* (53°N). Das 115 parcelas, 20 localizam-se no Parque Nacional de Jasper, distribuídas em diferentes localidades, de forma a representar o maior número de habitats possíveis (ANEXO 2).

As recomendações adotadas para o desenho e estabelecimento das parcelas, assim como para parte da coleta de dados, foram desenvolvidas pelo comitê multidisciplinar da *Whitebark Pine Ecosystem Foundation* (Fundação Ecosystema Whitebark Pine) (TOMBACK et al., 2005), fundação sem fins lucrativos cujo principal objetivo é auxiliar na conservação de *Pinus albicaulis* através de trabalhos de pesquisa, educação ambiental e restauração.

As parcelas têm 10 metros de largura e comprimento médio de 50 metros, de forma a incluir, sempre que possível, o número mínimo de 50 árvores maiores que 1,4 metro de altura (Figura 1). Adotaram-se azimutes que minimizavam mudanças em aspecto, inclinação e/ou elevação e utilizaram-se vergalhões para marcar o início e o fim de cada parcela. Além de fotos, coordenadas UTM dos mesmos pontos foram gravadas com o uso de GPS, de maneira a facilitar a localização das parcelas em visitas futuras.

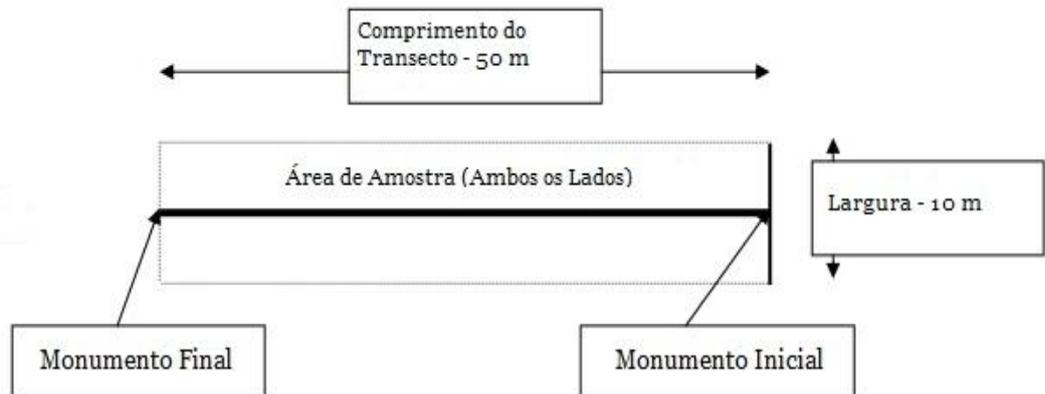


FIGURA 1 - Modelo de parcela de monitoramento utilizado para a avaliação da regeneração natural e fitossanidade de populações de *Pinus albicaulis* (Adaptado de Tomback et al., 2005).

Em 2003-2004, no momento de criação das parcelas por Smith et al. (2008), toda árvore de *Pinus albicaulis* maior que 1,4 metro de altura (altura mínima de inclusão) recebeu uma etiqueta de alumínio com número de identificação, e sempre que possível a etiqueta foi colocada à altura de 1,4 metro e direcionada para o marco inicial da parcela, para facilitar sua visualização. Caso não fosse possível fixar a etiqueta à 1,4 metro de altura, ela foi colocada na base do tronco da árvore. Para árvores crescendo em moitas, cada caule originado abaixo de 1,4 metro e que não fosse considerada um galho foi incluído como um indivíduo.

3.3 Avaliação da Fitossanidade

Para a avaliação da fitossanidade, seguiram-se recomendações feitas por Tomback et al. (2005). Toda árvore de *Pinus albicaulis* maior que 1,4 metro dentro da parcela foi avaliada quanto à (I) Perda Foliar, (II) Mortalidade, (III) Infecção por *Cronartium ribicola* e (IV) Presença de *Dendroctonus ponderosae*.

(I) Perda Foliar

A perda foliar, que representa a porcentagem da copa da árvore sem acículas e/ou com acículas mortas, foi estimada visualmente. Foram adotadas 11 classes de perda foliar para facilitar a análise, como mostrado a seguir na Tabela 1.

TABELA 1 - Classificação quanto à perda foliar

Classe	1	2	3	...	9	10	11
Perda foliar (%)	0-5	6-15	16-25	...	76-85	86-95	96-100

(II) Mortalidade

Para qualquer árvore contabilizada como morta, tentou-se identificar a causa da morte.

Árvores mortas por *Cronartium ribicola* eram diagnosticadas pela presença de sinais que indicassem a ocorrência de antigos cancrios, ataques por roedores e seiva em um mesmo local do tronco principal (ANEXO 3).

Árvores mortas por *Dendroctonus ponderosae* eram diagnosticadas pela presença de perfurações de entrada no tronco e galerias em forma de J na parte interna da casca.

Em situações nas quais não foi possível diagnosticar a causa da morte, definiu-se-a como incerta.

(III) Infecção por *Cronartium ribicola*

Todo indivíduo foi visualmente avaliado (com o auxílio de binóculos) quanto à presença ou ausência de cancrios reprodutivamente ativos ou inativos e outros sintomas causados por *Cronartium ribicola*, tanto no caule, quanto nos

galhos. Cancros ativos são facilmente identificados pela presença de bolhas com esporos alaranjados ou amarelados no exterior da casca da árvore. Os cancros inativos podem ser diagnosticados pela presença de pelo menos três dos seguintes sintomas em um mesmo local da árvore: (I) Acículas recentemente mortas, (II) Casca deformada, (III) Cancros, (IV) Seiva e (V) Sinais de ataques por animais roedores (ANEXO 3).

No presente trabalho, os termos "infectado(a)" e "não-infectado(a)" se referem unicamente à presença ou ausência de *Cronartium ribicola* nos indivíduos avaliados.

Ao final das avaliações, as árvores foram classificadas quanto ao seu estado geral de saúde, como descrito a seguir:

(I) Saudável - Ausência de cancros causados por *Cronartium ribicola*; ausência de sinais de ataque de *Dendroctonus ponderosae* e perda foliar menor que 25%;

(II) Não saudável - Ausência de cancros e perda foliar maior ou igual a 25%;

(III) Infectada - Presença de cancros, ativos e/ou inativos, no caule e/ou galhos;

(IV) Morta - Árvores sem acículas remanescentes ou com apenas acículas recentemente mortas.

Dentre os indivíduos vivos, a porcentagem de indivíduos infectados representou o Grau de Infecção da população de *Pinus albicaulis* no parque.

3. 4 Avaliação da Regeneração Natural

Para a avaliação da regeneração natural, seguiram-se recomendações feitas por Tomback et al.(2005). Todos os indivíduos de *Pinus albicaulis* menores que 1,4 metro de altura foram contabilizados como regeneração e classificados em duas classes de altura: (I) Indivíduos menores que 0,5 metro e (II) Indivíduos entre 0,5 e 1,4 metro. Os mesmos indivíduos também foram

avaliados quanto à presença ou ausência de *Cronartium ribicola* e classificados como:

- (I) Saudável - Ausência de cancos.
- (II) Inativo - Presença de cancro(s) inativo(s);
- (III) Ativo - Presença de cancro(s) ativo(s).

Ao final da avaliação da regeneração natural, obteve-se: (I) Número total de indivíduos, (II) Densidade da regeneração (n/ha ou n/m²) e (III) Grau de infecção por *Cronartium ribicola* nos indivíduos da regeneração natural.

3.5 Análises

No presente estudo fez-se uso de análises descritivas e gráficas, sendo que para as análises descritivas foram utilizados, principalmente, valores de média, coeficiente de variação (CV), faixas de variação e valores mínimos e máximos.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Fitossanidade

Foram avaliadas 1.038 árvores de *Pinus albicaulis* maiores que 1,4 metro de altura nas 20 parcelas permanentes no Parque Nacional de Jasper. De 1.038 árvores, 904 (87,09%) estavam vivas e 134 (12,91%) estavam mortas. Quatrocentos e quarenta e nove (449) árvores (43,26%) apresentaram-se sadias, sem sinais de infecção por *Cronartium ribicola* e com menos de 25% de perda foliar. Já 49 árvores (4,72%) foram consideradas como não-sadias devido à perda foliar maior que 25% (Figura 3). Entre os indivíduos vivos, 44,9% foram classificados como infectados, já que apresentaram sinais de infecção por *Cronartium ribicola*, seja nas formas reprodutivamente ativas, seja nas inativas; este valor representa o grau de infecção da população.

Em relação ao besouro broqueador *Dendroctonus ponderosae*, não se observou presença significativa dele na área de estudo, sendo, assim, não considerado como grande responsável pela mortalidade dos indivíduos avaliados de *Pinus albicaulis*. Entretanto, o aquecimento global e o alto grau de infecção por *Cronartium ribicola* podem aumentar infestações do besouro ao reduzir os períodos de baixas temperaturas que poderiam matá-los, principalmente em regiões de grande altitude (LOGAN E POWELL, 2001). Adicionalmente, a infecção de indivíduos pelo fungo *Cronartium ribicola* pode

torná-las mais susceptíveis ao ataque de *Dendroctonus ponderosae* (SIX E ADAMS, 2007). Portanto, o monitoramento contínuo faz-se importante para identificar futuras mudanças na incidência de *Dendroctonus ponderosae*.

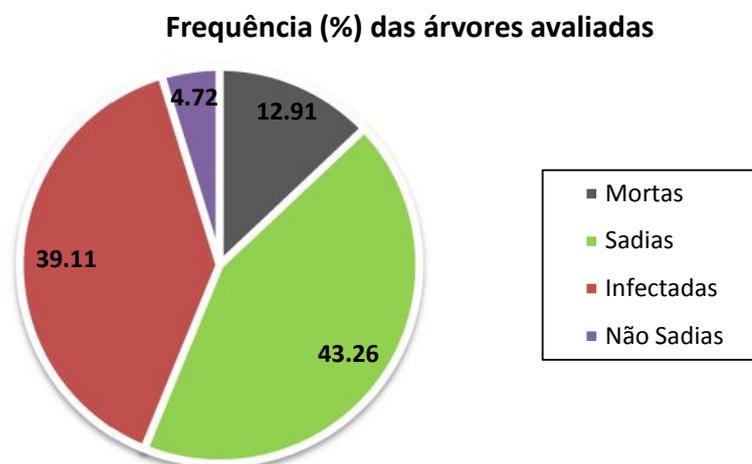


FIGURA 2 - Frequência (%) de árvores sadias, não-sadias, infectadas e mortas.

Smith et al.(2013), em trabalho de monitoramento realizado em diferentes parques nacionais na região das Montanhas Rochosas no oeste do Canadá, encontraram valores médios de infecção e mortalidade de 52% e 29%, respectivamente. Mais especificamente, a região norte da área do referido estudo, a qual compreende o Parque Nacional de Jasper e outras áreas, apresentou um nível médio de infecção de 49%. Outro estudo realizado por Bockino e Tinker (2012), na região de Yellowstone, Estados Unidos, obteve valores de infecção e mortalidade de 83% e 45%, respectivamente. Em relação a estudos de mesma natureza apresentados na Tabela 2, observa-se que grau de infecção e mortalidade no Parque Nacional de Jasper encontrados no presente estudo são considerados de médios.

TABELA 2 - Comparação do grau de infecção e mortalidade de *Pinus albicaulis* entre estudos realizados nos EUA e Canadá

Localização	Infecção (%)	Mortalidade (%)	Fonte
Yellowstone (Wyoming, EUA)	83	45	BOCKINO e TINKER, 2012
Western Montana (EUA)	89	42	KEANE e ARNO, 1993
Washigton (EUA)	22	31	ROCHEFORT, 2008
Colômbia Britânica (Canadá)	31	19	ZEGLEN, 2002
Colômbia Britânica (Canadá)	27	21	CAMPBELL e ANTOS, 2000
Rocky Mountains (Canadá)	52	29	SMITH et al., 2013
Jasper, McBride e região (Canadá)	49	-	SMITH et al., 2013
Jasper (Alberta, Canadá)	45	12,9	Presente Estudo

Como dito, 12,9% das árvores estavam mortas; 80% destas não tiveram sua causa de morte identificada devido à ausência de sinais diagnósticos suficientemente claros para confirmação. Possivelmente, o clima e outros fatores ambientais causaram a perda ou redução desses sinais. Já 20% das mortes foram causadas por *Cronartium ribicola*, mas acredita-se que esse número possa ser maior, devido às dificuldades na confirmação das causas de morte, como mencionado anteriormente.

De todos os indivíduos avaliados, 20% apresentaram cancrios no tronco, os quais geralmente causam a morte da árvore em curto período de tempo, devido ao fato de que tais cancrios anelam o tronco e impossibilitam o transporte de seiva até as partes superiores (ZILLER, 1974; HUNT, 1991). Caso não cheguem a matar a árvore, os cancrios podem reduzir a produção de sementes para regeneração devido à morte de galhos superiores, onde a produção de cones ocorre.

Entre as parcelas de monitoramento foi observada variação na frequência indivíduos sadios, não-sadios, infectados e mortos (Figura 3). A

frequência (%) média de indivíduos sadios nas parcelas foi de 42,52, variando de 6 a 96 e com coeficiente de variação igual a 54,86%. A frequência (%) de mortalidade variou de 0 a 44, tendo média de 13,21 e coeficiente de variação de 84,78%.

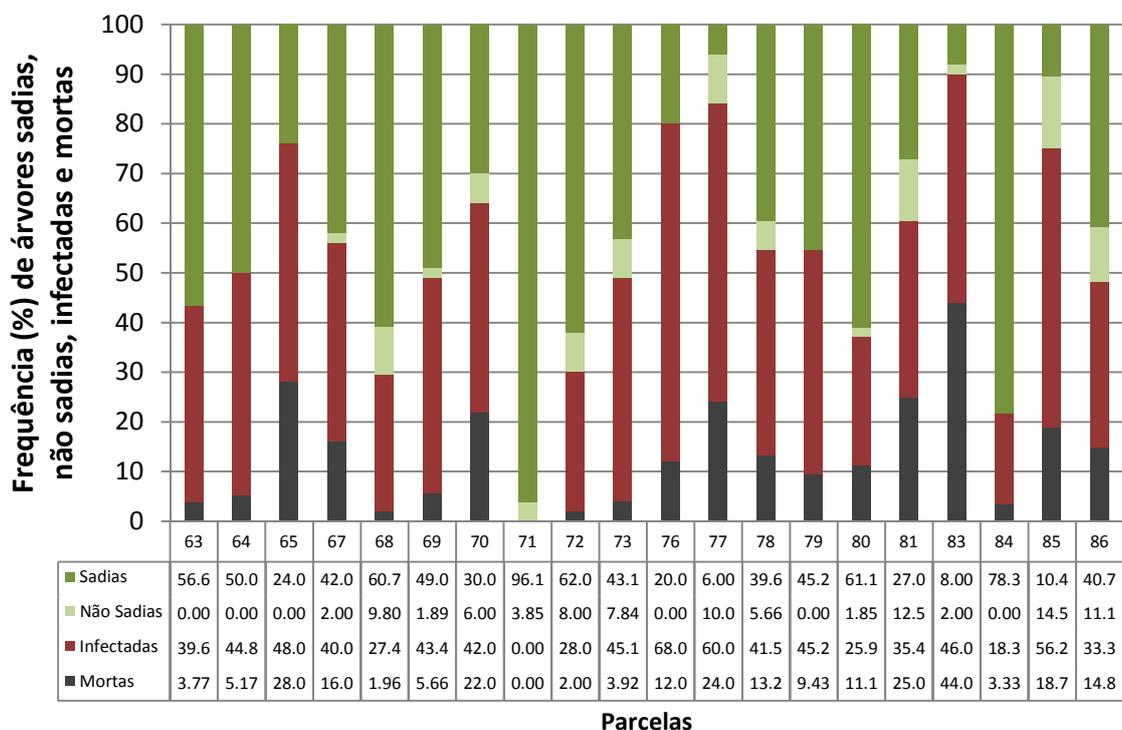


FIGURA 3 - Frequência (%) de árvores sadias, não-sadias, infectadas e mortas nas diferentes parcelas em estudo.

Das 20 parcelas avaliadas, 19 apresentaram grau de infecção, o que representa 95% das parcelas. A frequência (%) média de árvores infectadas foi de 39,42, variando entre 0 e 68 e coeficiente de variação igual a 38,03%. Segundo Sturrock et al. (2011), o aumento dos níveis de infecção é altamente influenciado por condições ambientais, como umidade, temperatura e circulação do ar. Tais fatores têm um efeito direto ou indireto na dispersão, germinação, infecção por basidiósporos de *Cronartium ribicola* (OSTRY et al., 2010). De tal forma, uma possível explicação para as diferenças nos valores de infecção e mortalidade entre as parcelas do presente estudo seria a variação

da elevação, declividade, aspecto e grau de exposição à correntes de ar entre elas.

Adicionalmente, Smith et al.(2013), em seu estudo, afirmam que os níveis de infecção e mortalidade variaram geograficamente, ao mostrar maiores valores em áreas localizadas ao oeste da Divisa Continental e em latitudes menores. Porém, as mudanças climáticas poderão favorecer a dispersão de *Cronartium ribicola* em regiões atualmente desfavoráveis para ele, principalmente em regiões mais elevadas (LARSON, 2010), podendo assim levar ao aumento dos níveis de infecção no Parque Nacional de Jasper e em outras áreas no futuro.

4.2 Regeneração Natural

Na avaliação da regeneração natural foram contabilizados 562 indivíduos de *Pinus albicaulis* menores que 1,4 metro de altura, dentre os quais 41,3% estavam na maior classe de altura ($0,5\text{ m} < H < 1,4\text{ m}$) e 58,7% na menor classe ($H \leq 0,5\text{ m}$).

O número médio de indivíduos da regeneração por parcela foi de 28, mas variou de 1 a 109 mudas e teve coeficiente de variação igual a 103,67% (Figura 4). Nas parcelas 67, 68 e 77, foram contabilizados 109, 81 e 80 indivíduos, respectivamente, valores estes relativamente muito acima da média calculada. Adicionalmente, valores apresentaram-se abaixo da média em 14 parcelas, fato que mostra a deficiência de regeneração em determinadas áreas.

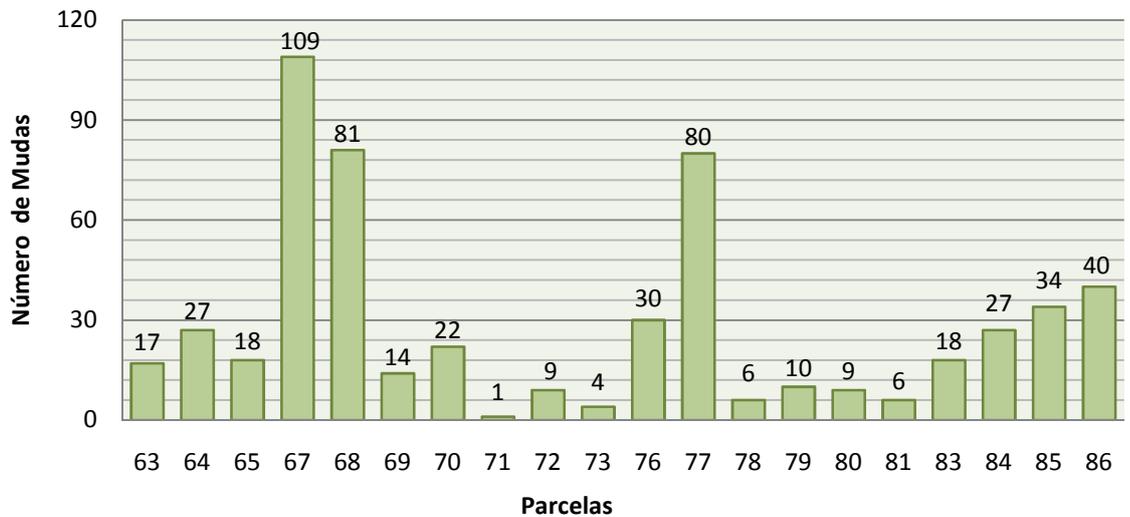


FIGURA 4 - Número de indivíduos da regeneração entre as parcelas.

No presente estudo, não se observou uma relação direta entre o número de indivíduos adultos e o número de indivíduos de regeneração entre as parcelas, já que o número de árvores adultas avaliadas em cada parcela sempre foi de aproximadamente 50.

A sobrevivência das sementes e o sucesso na germinação são dependentes de fatores ambientais, como temperatura e umidade local (CAROLIN, 2006). McKinney e Tomback (2007), propõem que o aumento no nível de infecção por *Cronartium ribicola* entre os indivíduos adultos diminui a produção de cones e, conseqüentemente, a atividade de *Nucifraga columbiana*, principal ave dispersora de *Pinus albicaulis*. Assim, as condições ambientais e o grau de infecção entre árvores adultas são possíveis explicações para as diferenças no número de indivíduos de regeneração contabilizados entre as parcelas em estudo.

Adotando-se a área média de cada parcela como 500 m² (50 m x 10 m) e dividindo-se o número médio de indivíduos contabilizados por essa área, obtem-se a densidade média de 0,056 indivíduos/m², ou 560 indivíduos/ha, para a regeneração natural. Estudos de mesma natureza realizados por

Maloney et al. (2012) e Larson e Kipfmüller (2010) obtiveram valores de densidade média de 139 indivíduos/ha e 2397 indivíduos/ha, respectivamente. Assim, percebe-se que a densidade média de regeneração encontrada no presente assume um valor intermediário quando comparada com outros estudos.

Quanto ao grau de infecção dos indivíduos da regeneração, 86% apresentaram-se saudáveis, ou seja, sem sinais de infecção por *Cronartium ribicola*, e 14% estavam infectados, sendo que 13,7% possuíam cancro inativos e 0,36% cancro ativos. (Tabela 3).

TABELA 3 - Frequência (%) de indivíduos saudáveis e de indivíduos com cancro ativo e com cancro inativo da regeneração natural

Classe de Altura	Saudável	Ativo	Inativo	Total
H ≤ 0,5 m	53,74	0,18	4,8	58,7
0,5 m < H < 1,4 m	32,38	0,18	8,9	41,3
Total	86	0,36	13,7	100

A frequência (%) de indivíduos infectados é semelhante ao encontrado por Smith et al.(2013), para toda a região das Montanhas Rochosas, cujo valor foi de 15. Porém, em monitoramento realizado em 2009, os mesmos pesquisadores encontraram frequência (%) de infecção 2 para o Parque Nacional de Jasper e região, o que mostra que o grau de infecção no parque aumentou de 2%, em 2009, para 14%, em 2014 (presente estudo).

Observa-se também que houve maior grau de infecção nos indivíduos da maior classe de altura. Esse resultado é semelhante ao encontrado por Smith et al.(2013), no qual a frequência (%) de infecção em mudas maiores

(0,5m < H < 1,4m) e em mudas menores (H < 0,5m) foi, respectivamente, de 25,7 e 7,6. Acredita-se que indivíduos mais velhos e maiores tenham maior grau de infecção por estarem expostos a mais tempo e por representarem um alvo físico maior aos esporos do fungo, os quais são principalmente dispersos pelo vento.

Entre as 20 parcelas, 9 não apresentaram indivíduos da regeneração infectados e 11 tinham ao menos um indivíduo infectado (Figura 5). O grau de infecção variou entre 0 e 50%, sendo o maior valor encontrado na parcela 76.

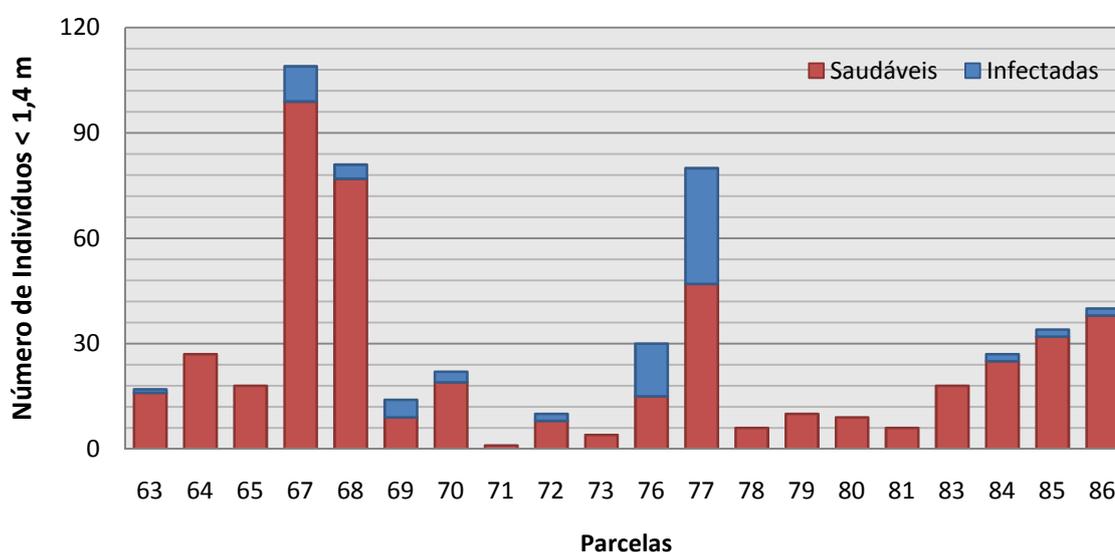


FIGURA 5 - Número de indivíduos da regeneração saudáveis e infectados entre as parcelas.

Não se observou relação consistente entre o número de indivíduos da regeneração e o grau de infecção entre eles. Algumas parcelas com menor número de indivíduos apresentaram menor grau de infecção, porém esse comportamento não foi igual para todas.

4.3 Regeneração Natural X Grau de Infecção

Por meio da Figura 6, pode-se observar parcelas com elevado grau de infecção e baixa regeneração em relação às respectivas médias (40% e 28), como as parcelas 63, 65, 69, 70, 73, 78, 79 e 83. Apesar de outras parcelas não terem apresentado o mesmo comportamento, este fato não é indicativo de que sejam áreas fora de risco, mas apenas com menor prioridade de intervenção.

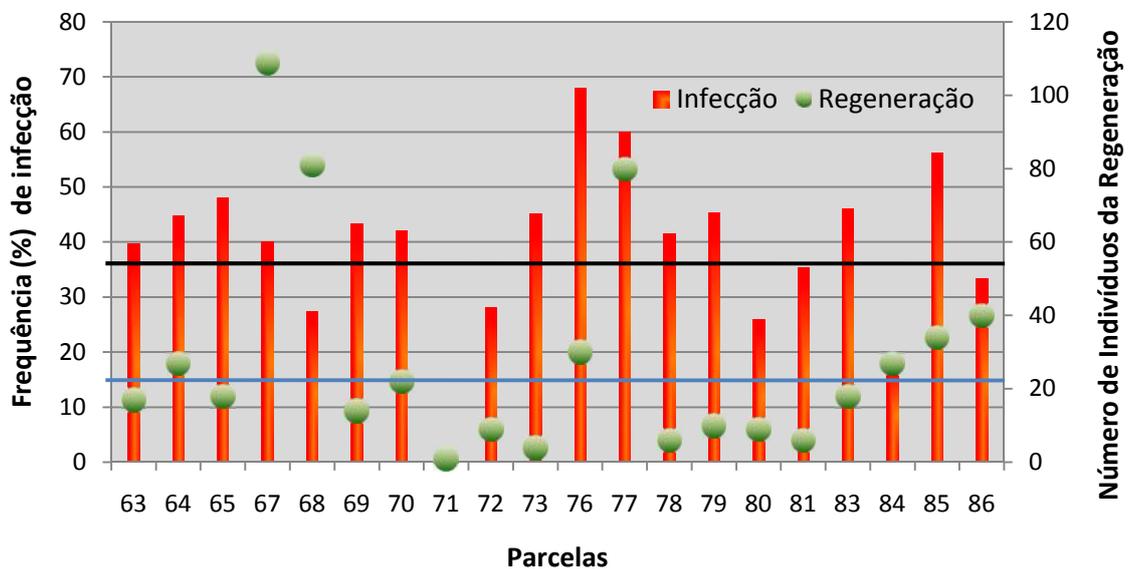


FIGURA 6 - Relação da frequência de infecção e regeneração natural entre parcelas. As barras horizontais preta e azul representam as médias do grau de infecção e regeneração natural, respectivamente.

Como as parcelas estão em áreas distintas, faz-se importante o uso do mapa da distribuição das parcelas no Parque Nacional de Jasper (ANEXO 2) para analisar a relação entre a localização e os níveis de infecção e regeneração. Parcelas próximas entre si nem sempre apresentaram respostas semelhantes em relação ao grau de infecção e a regeneração. As parcelas 76 e 77 apresentaram alto grau de infecção e estão próximas entre si.

Comportamento semelhante ocorreu entre as parcelas 78, 79 e 80, que apresentaram baixa regeneração.

A relação entre o grau de infecção e regeneração natural avaliados no presente estudo não seguiram um padrão direto e consistente. Segundo McKinney e Tomback (2007), de maneira geral, o alto grau de infecção reduz a disponibilidade de sementes devido à morte de galhos e dos indivíduos infectados. Com a baixa oferta de sementes, a competição por elas entre animais cresce, de modo a desfavorecer a atividade e dispersão de sementes por *Nucifraga columbiana* (*Clark's Nutcracker*). Essas consequências podem diminuir drasticamente as chances de ocorrer regeneração natural de *Pinus albicaulis* em áreas com alto grau de infecção.

Assim, a soma do alto grau de infecção e da baixa regeneração natural é uma informação que, talvez, possa ser usada para priorizar áreas com maior necessidade de manejo, como o plantio de mudas com potencial resistência à *Cronartium ribicola*. Caso não haja regeneração natural suficiente para recuperar os indivíduos mortos, as populações de *Pinus albicaulis* possivelmente irão reduzir.

5. CONCLUSÕES

Após a realização do estudo, pode-se concluir que:

(I) Os graus de infecção e de mortalidade causados pelo fungo *Cronartium ribicola* foram iguais a 44,9% e 12,9%, respectivamente. Estes valores mostraram-se médios quando comparados com outros estudos de mesma natureza;

(II) O fungo *Cronartium ribicola* representou a principal causa de morte entre indivíduos de *Pinus albicaulis* no Parque Nacional de Jasper;

(III) A mortalidade avaliada tende a aumentar devido ao grande número de árvores com cancrios causados por *Cronartium ribicola* no tronco principal.

(IV) A densidade de regeneração natural (0,056 indivíduos/m²) mostrou-se baixa quando comparada com outros estudos;

(V) Não se observou presença do besouro broqueador *Dendroctonus ponderosae* na área de estudo, não sendo, assim, considerado grande responsável pela mortalidade dos indivíduos de *Pinus albicaulis* avaliados.

(VI) Há áreas no Parque Nacional de Jasper com maior prioridade de intervenção devido ao maior grau de infecção e menor regeneração natural,

como as regiões onde se encontram as parcelas 63, 65, 69, 70, 73, 78, 79 e 83;

(VII) As populações de *Pinus albicaulis* no Parque Nacional de Jasper estão sob ameaça e práticas de intervenção e manejo que visam a recuperação das populações de *Pinus albicaulis*, são necessárias.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os níveis de infecção e mortalidade encontrados no presente estudo, assim como a situação da regeneração natural, mostram que, apesar de estarem inseridas em um parque nacional, as populações de *Pinus albicaulis* no Parque Nacional de Jasper não se encontram mais protegidas ou fora de perigo do que populações em outras áreas.

Adicionalmente, presume-se que os níveis de infecção e mortalidade causados pelo fungo *Cronartium ribicola* e ataques do besouro broqueador *Dendroctonus ponderosae* irão aumentar nos próximos anos, principalmente devido ao aquecimento global, que criará condições mais favoráveis para a reprodução e dispersão do fungo e do besouro. O aumento da mortalidade reduzirá a produção e oferta de sementes, o que por sua vez dificultará a ocorrência de regeneração natural da espécie.

Diante da atual e prevista situação das populações de *Pinus albicaulis* no parque, percebe-se que esforços para sua conservação e restauração são necessários.

O controle sobre a reprodução e dispersão do fungo *Cronartium ribicola* e do besouro *Dendroctonus ponderosae* ainda não se mostra como uma opção técnica, ecológica e economicamente viável. Houve-se a tentativa, em outros parques nacionais dos Estados Unidos, de poda dos galhos infectados ou de

eliminação de hospedeiros secundários do fungo, porém não foram opções viáveis.

A identificação de indivíduos potencialmente resistentes à doença fúngica mostra-se como uma das alternativas mais promissoras. Árvores sem sintomas da doença em áreas com alto grau de infecção possivelmente possuem resistência a ela. Após a identificação destes indivíduos, tem-se realizado a coleta de suas sementes, que posteriormente passarão por testes de resistência.

O plantio de mudas, resistentes ou não, pode auxiliar a recuperação em áreas onde a regeneração natural mostra-se deficiente. Entretanto, a oferta de mudas por viveiros ainda é pouca, o que mostra a necessidade de aumentar a coleta de sementes para futuros projetos de plantios de recuperação.

Planos de queimadas prescritas podem auxiliar a restauração da espécie ao criar oportunidades para que ocorra regeneração natural. Porém, a criação de planos que simulem perfeitamente incêndios naturais e que tenham os efeitos desejados mostra-se um desafio. Estudos ainda são necessários para entender melhor quais são os principais fatores a serem levados em consideração durante o planejamento de queimadas prescritas.

Diante de todas as informações apresentadas, percebe-se que a conservação e recuperação de *Pinus albicaulis* é e será um desafio, não apenas no Parque Nacional de Jasper, mas em toda a sua distribuição. Diversas atividades de recuperação já foram iniciadas, mas elas devem ser intensificadas, antes que a situação das populações da espécie alcance um quadro irreversível.

7. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALBERTA WHITEBARK AND LIMBER PINE RECOVERY TEAM. **Whitebark Pine Recovery Plan 2013-2018**. Edmonton, AB: Alberta Environment and Sustainable Resource Development, Alberta Species at Risk Recovery Plan No. 34, 2014. 63 p.

ARNO, S. F. Community types and natural disturbance processes. Pp. 74-88. In: **Whitebark Pine Communities: Ecology and Restoration**. Washigton, D.C: Island Press, 2001. p. 74-88.

ARNO, S. F.; HOFF, R. J. **Silvics of Whitebark Pine (*Pinus albicaulis*)**. GTR-INT-253. USDA, Forest Service, Intermountain Research Station. Ogden, UT, USA. 1989

BOCKINO, N.K.; TINKER, D.B. Interactions of White Pine Blister Rust and Mountain Pine Beetle in Whitebark Pine Ecosystems in the Southern Greater Yellowstone Area. **Natural Areas Journal**, v. 32(1), p.31-40, 2012.

CALLAWAY, R. M. Competition and facilitation on elevation gradients in subalpine forest of the northern Rocky Mountains, USA. **Oikos**, v.82, p.561-573, 1998.

CAMPBELL, E.M.; ANTOS, J.A. Distribution and severity of White Pine Blister Rust and Mountain Pine Beetle on Whitebark Pine in British Columbia. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 30, p.1051–1059, 2000.

CAROLIN, T. Whitebark and limber pine restoration in Glacier National Park: monitoring results. In: Whitebark Pine Ecosystem Foundation. **Nutcracker Notes**, v.10, p.14, 2006.

COSEWIC. **Canadian wildlife species at risk**. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, 2011. Disponível em: <http://www.cosewic.gc.ca/eng/sct0/rpt/rpt_csar_e.pdf>. Acesso em: 4 de Setembro, 2014.

GOVERNMENT OF ALBERTA. **Species Assessed by Alberta's Endangered Species Conservation Committee**. Government of Alberta - Environment and Sustainable Resource Development. 2014. Disponível em: <<http://esrd.alberta.ca/fish-wildlife/species-at-risk/documents/SpeciesAssessed-EndangeredSpecies-Jul18-2014.pdf>>. Acesso em: 28 de Agosto de 2014

GOVERNMENT OF CANADA. **Canadian Climate Normals 1971-2000 Station Data**. 2014. Disponível em: <http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_e.html?stnID=2542&dCode=1&dispBack=1>. Acesso em: 28 de Agosto de 2014.

HOFF, R. J. **How To Recognize Blister Rust Infection On Whitebark Pine**. Intermountain Research Station. Research Note INT-406, 1992. Disponível em: <http://www.fs.fed.us/rm/pubs_int/int_rn406.pdf>. Acesso em: 05 de Dezembro de 2014.

HOSIE, R. C. **Native Trees of Canada**. 8.ed. Don Mills, Ontario: Fitzhenry & Whiteside, 1979. 380 p.

HUNT, R.S. Operational control of White Pine Blister Rust by removal of lower branches. **Forestry Chronicle**, v.67, p.284-287, 1991.

KEANE, R.E.; ARNO, S.F. Rapid decline of Whitebark pine in western Montana: evidence from 20-year remeasurements. **Western Journal of Applied Forestry**, v. 8, p.44-47, 1993.

KEANE, R.E.; TOMBACK, D.F.; AUBRY, C.A.; BOWER, A.D.; CAMPBELL, E.M.; CRIPPS, C.L.; JENKINS, M.B.; MAHALOVICH, M.F.; MANNING, M.; MCKINNEY, S.T.; MURRAY, M.P.; PERKINS, D.L.; REINHART, D.P.; RYAN, C.; SCHOETTLE, A.W.; SMITH, C.M. **A rangewide restoration strategy for whitebark pine (*Pinus albicaulis*)**. U.S. Forest Service, General Technical Report, RMRS-GTR-279, 2012.

KENDALL, K.C.; KEANE, R. E. Whitebark Pine decline: infection, mortality, and population trends. In: Tomback, D.F.; Arno, S.F.; Keane, R.E. **Whitebark Pine Communities: Ecology and Restoration**. Washigton, D.C: Island Press, 2001. p. 221-242.

LOGAN, J.A.; POWELL, J.A. Ghost forests, global warming, and the mountain pine beetle (Coleoptera: Scolytidae). **American Entomologist**, v. 47, p.160–172, 2001.

LOGAN, J.A.; MACFARLANE, W.W.; WILLCOX, L. Effective monitoring as a basis for adaptive management: a case history of mountain pine beetle in Greater Yellowstone Ecosystem whitebark pine. **iForest**, v.2, p.19–22. 2008. Disponível em: <<http://www.sisef.it/iforest/show.php?id=477>>. Acesso em: 15 de Setembro, 2014.

LARSON, E.R. Influences of the biophysical environment on blister rust and mountain pine beetle, and their interactions, in whitebark pine forests. **Journal of Biogeography**, v.38, p.453–470, 2010.

LARSON, E.R.; KIPFMUELLER, K.F. Patterns in whitebark pine regeneration and their relationship to biophysical site characteristics in southwest Montana, central Idaho, and Oregon, USA. **Canadian Journal of Forestry Research**. v.40, p.476-487, 2010

MATTSON, D.J.; KENDALL K.C.; REINHART D.P. Whitebark Pine, Grizzly bears, and red squirrels. In: Tomback, D.F.; Arno, S.F.; Keane, R.E. **Whitebark Pine Communities: Ecology and Restoration**. Washigton, D.C: Island Press, 2001. p. 121-136.

MALONEY, P.E.; VOGLER, D.R.; JENSEN, C.E.; MIX, A.D. Ecology of whitebark pine populations in relation to white pine blister rust infection in subalpine forests of the Lake Tahoe Basin, USA: Implications for restoration. **Forest Ecology and Management**, v.280, p.166–175, 2012.

MCKINNEY, S.T.; TOMBACK, D.F. The influence of white pine blister rust on seed dispersal in whitebark pine. **Canadian Journal of Forest Research**, v.37(6), p.1044-1057, 2007.

OSTRY, M.E.; LAFLAMME, G.; KATOVICH, S.A. Silvicultural approaches for management of eastern white pine to minimize impacts of damaging agents. **Forest Pathology**. v.40, p.332–346, 2010.

PARKS CANADA, 2013. **Jasper National Park of Canada - Ecosystems**. 2013- Disponível em: <<http://www.pc.gc.ca/eng/pn-np/ab/jasper/natcul/ecosystemes.aspx>>. Acesso em: 28 de Agosto de 2014.

ROCHFORT, R.M. The influence of white pine blister rust (*Cronartium ribicola*) on whitebark pine (*Pinus albicaulis*) in Mount Rainier National Park and North Cascades National Park Service Complex, Washington. **Natural Areas Journal**, v. 28, p.290–298, 2008.

SIX, D.L.; ADAMS, J. White pine blister rust severity and selection of individual whitebark pine by the mountain pine beetle (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae). **Journal of Entomological Science**, v.42, p.345–353, 2007

SMITH, C.M.; WILSON, B.; RASHEED, S.; WALKER, R.C.; CAROLIN, T.; SHEPHERD, B. Whitebark pine and white pine blister rust in the Rocky Mountains of Canada and northern Montana. **Canadian Journal of Forest Research**, v.38, p. 982–995, 2008.

SMITH, C.M.; SHEPHERD, B.; GILLIES, C.; STUART-SMITH, J. Changes in Blister Rust infection and mortality in Whitebark Pine over time. **Canadian Journal of Forest Research**, v.43, p.90-96, 2013.

SMITH, J.; HOFFMAN, J. Status of white pine blister rust in the Intermountain. **Western North American Naturalist**, v.60, p.165-179, 2000.

STURROCK, R.; FRANKEL, S.; BROWN, A.; HENNON, P.; KLIEJUNAS, J.; LEWIS, K.; WORRALL, J.; WOODS, A. Climate change and forest diseases. **Plant Pathology**, v.60, p.133–149, 2011.

TOMBACK, D.F. Clark's Nutcracker: Agent of regeneration. In: Tomback, D.F.; Arno, S.F.; Keane, R.E. **Whitebark Pine Communities: Ecology and Restoration**. Washington, D.C: Island Press, 2001. p.89-104.

TOMBACK, D.F.; KENDALL, K.C. Biodiversity losses: the downward spiral. In: Tomback, D.F.; Arno, S.F.; Keane, R.E. **Whitebark Pine Communities: Ecology and Restoration**. Washington, D.C: Island Press, 2001. p.243-262..

TOMBACK, D.F.; ARNO, S.F.; KEANE, R.E. The compelling case for management intervention. In: Tomback, D.F.; Arno, S.F.; Keane, R.E. **Whitebark Pine Communities: Ecology and Restoration**. Washington, D.C: Island Press, 2001. p.3-25.

TOMBACK, D.F.; KEANE, R.E.; MCCAUGHEY, W.W.; SMITH, C.M. **Methods for surveying and monitoring whitebark pine for blister rust infection and damage**. Whitebark Pine Ecosystem Foundation, Missoula, Montana, 2005. Disponível em: <<http://whitebarkfound.org/wp-content/uploads/2013/07/Methods-for-Surveying-and-Monitoring-Whitebark-Pine-for-Blister-Rust.pdf>>. Acesso em 06 de Setembro de 2014.

WEAVER, T. Whitebark Pine and its environment. In: Tomback, D.F.; Arno, S.F.; Keane, R.E. **Whitebark Pine Communities: Ecology and Restoration**. Washington, D.C: Island Press, 2001. p.41-73.

WILSON B.C.; STUART-SMITH, G.J. **Whitebark pine conservation for the Canadian Rocky Mountain national parks**. Cordilleran Ecological Research. Winlaw, BC, Canada, 2002.

ZEGLEN, S. Whitebark pine and white pine blister rust in British Columbia, Canada. **Canadian Journal of Forest Research**, v.32, p.1265–1274, 2002.

ZILLER, W.G. 1974. **The tree rusts of western Canada**. Victoria, BC, Canada: Environment Canada, Forestry Service, Pacific Forest Research Centre, 1974. 272 p.

ANEXO 1 - PARQUES NACIONAIS INSERIDOS NA REGIÃO DAS
MONTANHAS ROCHOSAS, CANADÁ



FIGURA A1 - Conjunto de parques nacionais na região das Montanhas Rochosas, Canadá. Em verde, o Parque Nacional de Jasper. © Parks Canada.

ANEXO 2 - LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS NO PARQUE
NACIONAL DE JASPER

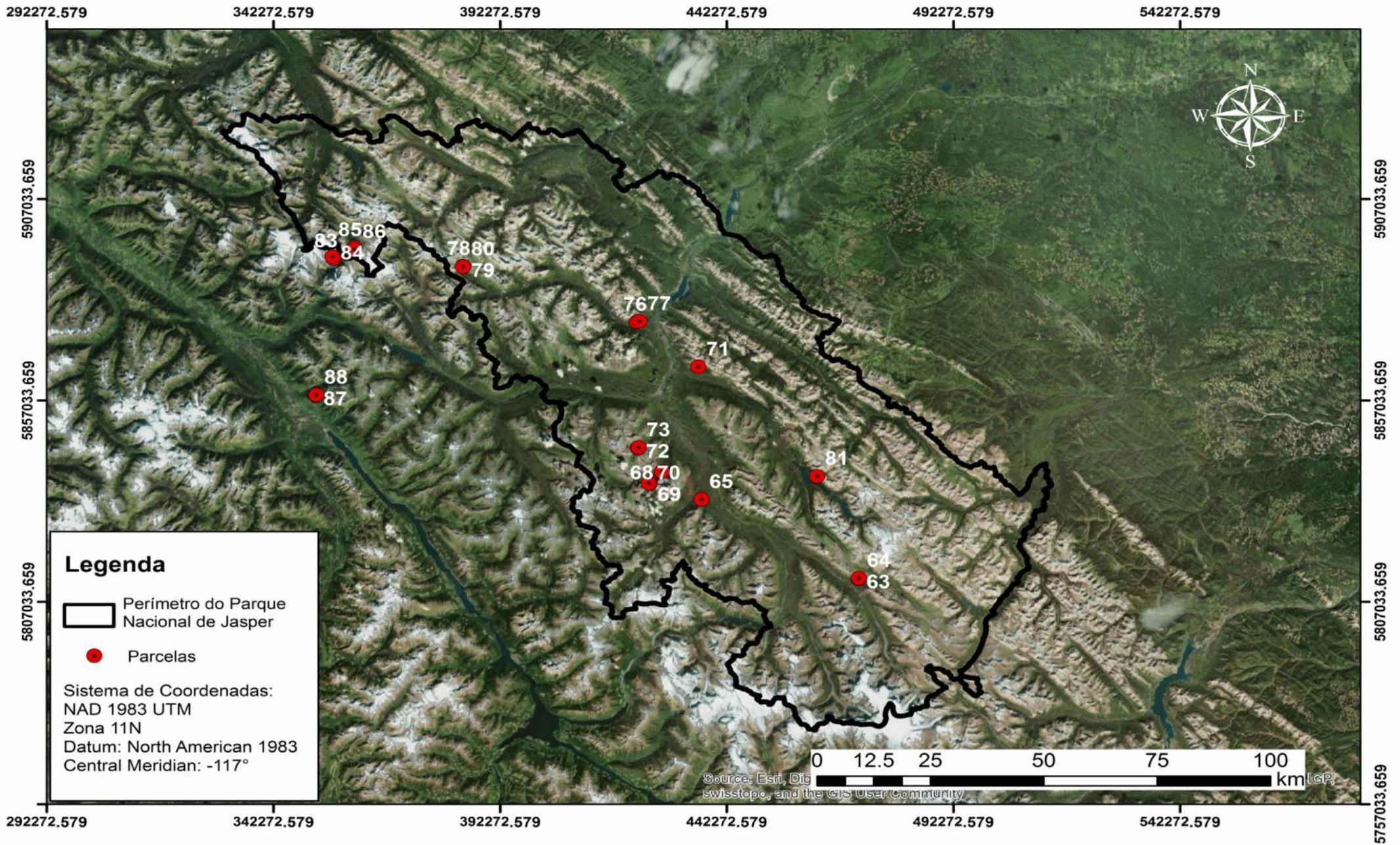


FIGURA A2 - Localização das parcelas no Parque Nacional de Jasper.

ANEXO 3 - SINTOMAS CAUSADOS POR *Cronartium ribicola*

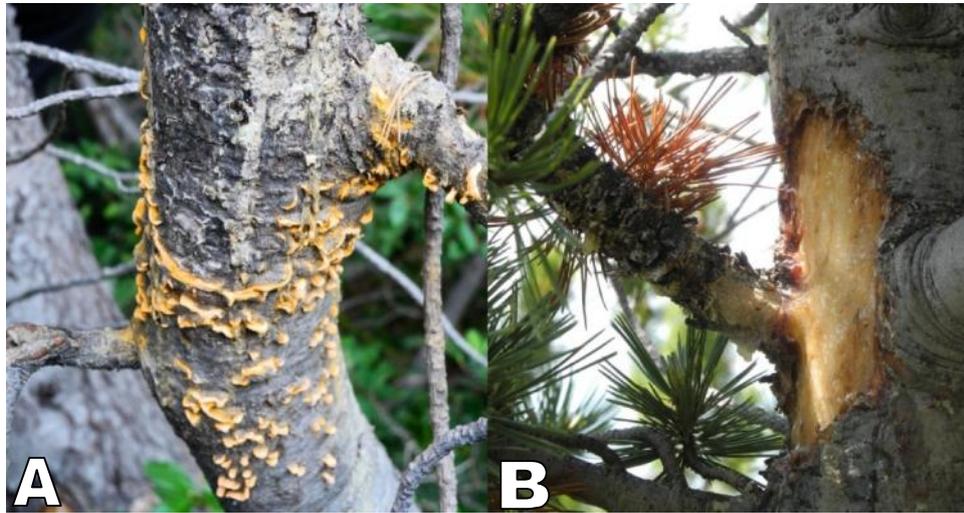


FIGURA A3 - Pacotes amarelos contendo esporos, sintoma do fungo reprodutivamente ativo (A). Folhas mortas, casca deformada e ataque por roedores no mesmo local, sinais auxiliares da infecção do fungo (B).

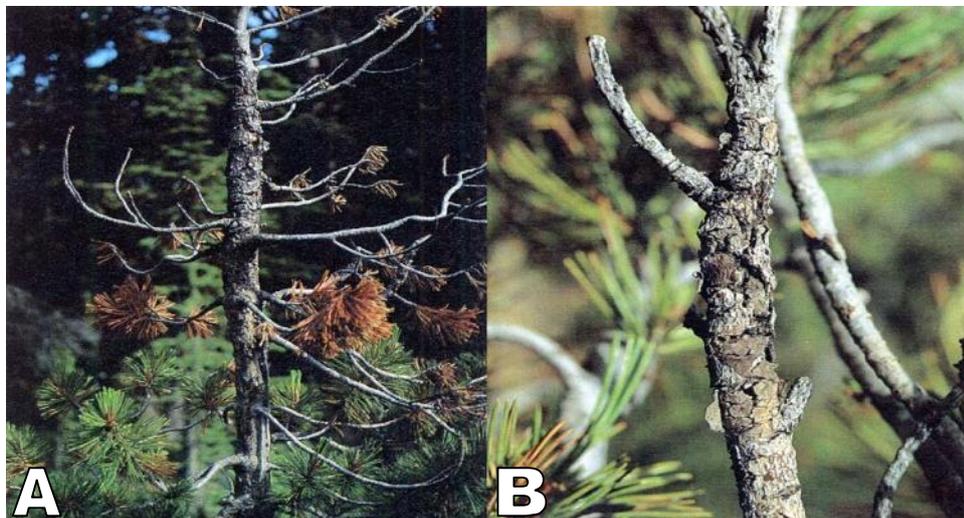


FIGURA A4 - Folhas mortas, casca deformada e caule inchado no mesmo local, indicando que o caule principal foi morto por *Cronartium ribicola*. (A). Casca deformada e inchaço no galho, indicando que galho foi morto pelo fungo (B). Fonte: Hoff (1992).