

**PARCELAS E TRANSECTOS DELIMITADOS E
ESCOLHA DOS ALVOS DA BIODIVERSIDADE QUE SERÃO
INVENTARIADOS**

Relatório para evidência de entrega do Projeto Capital Natural

Tereza Cristina Giannini
Leonardo Miranda
Alice Hiura
Amanda Paracampo Castro
Caroline Oliveira Andrino
Juliana Lovo
Rafael Gomes Barbosa-Silva
Ulysses Madureira Maia
Daniela Cristina Zappi

Belém / Pará
Janeiro / 2020

Título: Parcelas e transectos delimitados e escolha dos alvos da biodiversidade que serão inventariados.	
PROD.TEC.ITV DS – N001/2020	Revisão
Classificação: () Confidencial () Restrito () Uso Interno (x) Público	00

Informações Confidenciais - Informações estratégicas para o Instituto e sua Mantenedora. Seu manuseio é restrito a usuários previamente autorizados pelo Gestor da Informação.

Informações Restritas - Informação cujo conhecimento, manuseio e controle de acesso devem estar limitados a um grupo restrito de empregados que necessitam utilizá-la para exercer suas atividades profissionais.

Informações de Uso Interno - São informações destinadas à utilização interna por empregados e prestadores de serviço

Informações Públicas - Informações que podem ser distribuídas ao público externo, o que, usualmente, é feito através dos canais corporativos apropriados

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

G433 Giannini, Tereza Cristina.

Parcelas e transectos delimitados e escolha dos alvos da biodiversidade que serão inventariados. / Tereza Cristina Giannini, Leonardo Miranda, Alice Hiura, Amanda Paracampo Castro, Caroline Oliveira Andrino, Juliana Lovo, Rafael Gomes Barbosa-Silva, Ulysses Madureira Maia, Daniela Cristina Zappi. – Belém, PA: ITV, 2020.
23 p.: il.

1. Transectos delimitados. 2. Inventários - Biodiversidade. 3. Recursos naturais - Biodiversidade. I. Miranda, Leonardo de Souza. II. Hiura, Alice. III. Castro, Amanda Paracampo. IV. Andrino, Caroline Oliveira. V. Lovo, Juliana. VI. Barbosa-Silva, Rafael Gomes. VII. Maia, Ulysses Madureira. IV. Zappi, Daniela Cristina.

CDD. 23. ed. 581. 098115

Bibliotecário(a) Responsável: Nisa Gonçalves – CRB 2 - 525

RESUMO EXECUTIVO

As crescentes mudanças globais de ordem antropogênica requerem novas perspectivas sobre a biodiversidade, sendo o conceito de Capital Natural um elemento importante nessa evolução. Em linhas gerais, o capital natural consiste em um estoque de recursos (no caso, naturais) que possui a capacidade de dar origem a um fluxo de bens e/ou serviços, e tem sido contabilizado, de modo geral, analisando-se ecossistemas, espécies, solo, água e atmosfera. No entanto, avaliar o capital natural baseado em dados de biodiversidade de áreas preservadas não é uma tarefa trivial, e ainda não existe uma proposta metodológica padronizada para tal fim. Para tanto, o projeto Capital Natural da Floresta Nacional de Carajás visa avaliar o capital natural baseado na biodiversidade, estoque de carbono e recursos hídricos desta Floresta. O presente relatório tem como objetivo propor um desenho experimental baseado em parcelas e transectos para orientar a coleta de dados de biodiversidade em campo, e determinar espécies alvo que possam ser utilizadas para avaliar o capital natural estocado na floresta. Os resultados finais do projeto Capital Natural irão contribuir como subsídio para o Setor Privado e o Ministério Público para processos de tomada de decisão envolvendo mitigação do impacto nas atividades de mineração e restauração de áreas degradadas pós mineração. Ademais, a avaliação do capital natural participa do conceito de sustentabilidade, uma meta importante para as empresas de mineração, e pode conduzir a estratégias de inovação, mapeamento de novos mercados e parcerias, e oportunidades importantes para a conservação das áreas naturais.

Palavras chaves: Biodiversidade. Ecologia. Serviços ecossistêmicos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Os links entre capital natural, serviços e benefício final.	7
Figura 2 -	Unidades de Conservação (UCs) (FLONA Carajás e PARNA Campos Ferrugineosos) e localização dos pontos e parcelas para coleta de dados.	12
Figura 3 -	Framework dos dados de biodiversidade para avaliação do capital natural da floresta de Carajás, considerando-se A) os elementos a serem capturados; B) os focos a serem amostrados e; C) as métricas a serem avaliadas em cada foco.	13

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	6
1.1	DEFINIÇÃO DE CAPITAL NATURAL	6
1.2	BIODIVERSIDADE, SUSTENTABILIDADE E CAPITAL NATURAL	7
1.3	MÉTRICAS	10
2	MÉTODOS	11
2.1	PARCELAS E TRANSECTOS PARA COLETA DE DADOS	11
2.2	ESPÉCIES ALVOS	12
2.2.1	Flora	14
2.2.2	Fauna	14
2.2.2.1	Borboletas	14
2.2.2.2	Abelhas	15
2.2.3	Paisagem sonora	16
	REFERÊNCIAS	18

1 INTRODUÇÃO

1.1 DEFINIÇÃO DE CAPITAL NATURAL

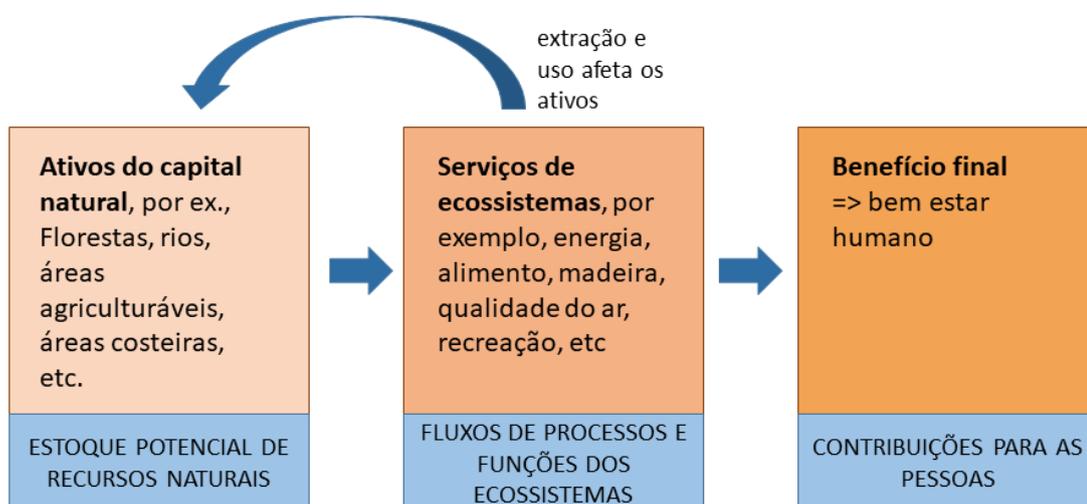
Nos últimos anos, um olhar global considerando as formas de uso dos recursos naturais e, conseqüentemente, o impacto que o homem vem causando na Terra levou à concepção do termo Antropoceno (Steffen et al. 2007) para delimitar uma nova era onde as atividades humanas têm efeitos em escala global (mudanças climáticas e do uso da terra, por exemplo). O crescimento da população, o uso dos recursos naturais finitos, a necessidade de otimizar os processos de produção, e a globalização chamaram a atenção dos tomadores de decisão, dando origem a algumas questões fundamentais que demandam respostas rápidas, por exemplo: como utilizar, de modo sustentável, os recursos naturais finitos? Nesse sentido, novos conceitos, como o de Capital Natural, têm ocupado um lugar central nessas discussões.

Em linhas gerais, o capital é definido como sendo o estoque de recursos (no caso, naturais) que possui a capacidade de dar origem a um fluxo de bens e/ou serviços (Constanza & Daily 1992). Em outra formulação, o capital natural refere-se aos elementos da natureza que produzem valor ou benefícios para as pessoas (direta e indiretamente), como o estoque de florestas, rios, e oceanos, além dos processos e funções naturais que sustentam suas operações (Natural Capital Committee 2013). Os ativos (que, no mesmo sentido da economia, correspondem a algo que gera valor) do capital natural podem ser representados em categorias. Por exemplo, duas categorias, abiótico e biótico, foram definidas, o que inclui os ecossistemas e os recursos genéticos (Leach et al. 2019). Em outra formulação, os ativos foram definidos pelo *System of Environmental-Economic Accounting* (SEEA) como sendo compostos por três categorias: (1) recursos energéticos e minerais (por ex., combustíveis fósseis, ferro), (2) ecossistemas (por ex., diversidade de aves), e (3) condições ambientais (por ex., qualidade do ar, água e clima) (UNECE 2014).

O estoque de ativos contidos no capital natural fundamenta os serviços ecossistêmicos, que fornecem insumos ou benefícios (direta e indiretamente) para as pessoas e para os negócios e, assim, sustentam a economia (Guerra et al. 2015). A distinção entre capital natural e serviços de ecossistemas é bem definida (Figura 1). Como dito acima, o capital natural está mais diretamente relacionado com a ideia de um estoque, e se refere aos elementos que descrevem o estado em si de um ecossistema; já os serviços são disponibilizados por esse estoque ao longo do tempo

(Meadows 1998, La Notte et al. 2017, Maseyk et al. 2017, Ruijs & Egmond 2017). Porém, muitas avaliações tratam o capital natural como sendo equivalente aos serviços; e isso é compreensível, uma vez que a principal maneira pela qual o valor do capital natural é entendido é através do fornecimento de bens e serviços. Contudo, pode ser um erro confundir o estoque (capital) com o fluxo de bens e serviços, já que não há uma relação linear direta entre os dois, ou seja, os serviços de ecossistemas são providos/disponibilizados pela combinação de elementos (multifuncionalidade) que compõem o estoque, e um enfoque restrito ao fluxo não garante a avaliação de todos os elementos envolvidos (Mace 2019).

Figura 1 - Os links entre capital natural, serviços e benefício final (baseado em Bright et al. 2019)



Fonte: próprio autor, (2020).

1.2 BIODIVERSIDADE, SUSTENTABILIDADE E CAPITAL NATURAL

A biodiversidade constitui a base do capital natural e está indissolúvelmente associada à sustentabilidade; de tal forma que a perda da biodiversidade rompe a associação entre ambiente, sociedade e economia, e coloca a sustentabilidade em risco (Barbier et al. 1994). Isso deriva do papel central da biodiversidade, que está diretamente associado à estabilidade dos ecossistemas; estes, por sua vez, são as fontes diretas de recursos (capital) cujo fluxo gera os bens e os serviços (Mace et al. 2012, 2015). Foi sugerido que a contribuição provavelmente mais importante do reconhecimento generalizado dos serviços dos ecossistemas providos pelo capital natural é que eles redimensionam as relações entre o ser humano e a natureza (Costanza et al. 2014). Este redimensionamento é essencial para que seja construído

um futuro sustentável para a humanidade. Considerando as alterações do planeta e o crescimento da população nos próximos anos, foram estabelecidos os limites para o crescimento na Terra, de modo a definir um espaço operacional resiliente (Rockstrom et al. 2009; conceito de *safe operating system*).

As necessidades das sociedades humanas têm sido supridas pelo uso do capital natural, já que ele tem o potencial de gerar riqueza e bem-estar, através da transformação dos ativos do capital natural em capital humano. No entanto, se esses ativos do capital natural não forem mantidos, o fluxo de bens e serviços pode se esgotar, conduzindo a uma situação de não-sustentabilidade. Disso nasceu a ideia do capital natural crítico, que define que os ativos que não podem ser substituídos e, cuja perda, são irreversíveis e irremediáveis. Nesse sentido, sua proteção é imprescindível para garantir a sustentabilidade (Ekins et al. 2003), estando, assim, diretamente associado à ideia de resiliência (Brand 2009). Portanto, a sustentabilidade depende diretamente da manutenção do capital natural estocado, e um declínio excessivo deve ser evitado, especialmente dada à grande incerteza e às consequências preocupantes de fazer projeções equivocadas (Costanza & Daly 1992). Assim, quando a provisão do bem-estar humano ao longo do tempo é obtida ao substituir o capital natural (habitats, água, ar, recursos minerais, e serviços ecossistêmicos) por capital humano (ou derivado do ser humano; i.e., infraestrutura, educação, padrão de vida, cultura, desenvolvimento tecnológico), sem que haja análises robustas sobre limites críticos associados a degradação irreversível dos recursos naturais, então, nesse caso, a sustentabilidade é fraca (Loiseau et al. 2016, Tost et al. 2018, Barbier 2019). Já a sustentabilidade forte tem relação com a percepção de que há limites para que o capital natural seja substituído pelo capital humano, e que certos estoques (críticos) de capital natural precisam ser mantidos para dar suporte à provisão do bem-estar humano. Análises globais envolvendo o setor industrial e a agricultura têm revelado que o grau de substituíbilidade do capital natural por outras formas de capital pode ser menor que o esperado, o que requer decisões mais robustas em políticas públicas visando sua proteção (Cohen et al. 2019). Em um contexto de biodiversidade e recursos naturais, é importante determinar se os (e quais) serviços produzidos pelo capital natural podem ou não ser substituíveis caso sejam impactados (Gollier 2019).

Em relação especificamente à área de mineração, os Princípios de Desenvolvimento Sustentável do *International Council on Mining and Metals* (ICMM

2015) declaram o compromisso de contribuir para a conservação da biodiversidade e para abordagens integradas de planejamento do uso da terra. As empresas de mineração devem estar em melhor posição para: 1) identificar e avaliar a biodiversidade; 2) compreender as interfaces entre suas atividades e a biodiversidade; 3) avaliar a probabilidade de suas atividades terem impactos negativos sobre a biodiversidade; 4) desenvolver medidas de mitigação para possíveis impactos sobre a biodiversidade e estratégias de reabilitação para áreas afetadas; e 5) explorar o potencial de contribuir para o aprimoramento ou conservação da biodiversidade. Ademais, a área de mineração, que geralmente lida com ecossistemas frágeis e com alta diversidade, está submetida a várias demandas por parte dos órgãos regulatórios que visam garantir a manutenção da biodiversidade e seus serviços. A adoção de uma política baseada em pesquisa e resultados sobre capital natural, ecologia de ecossistemas e serviços ecossistêmicos é de importância estratégica e requer a integração de vários instrumentos técnicos ao *core business*. Tal pesquisa visa gerar, analisar, interpretar e apresentar conjuntos complexos de dados não só para especialistas, mas também para gestores operacionais e formuladores de políticas, tanto da empresa como do governo. Existe uma série de desafios, mas é importante ressaltar que a busca por respostas relacionadas ao manejo e proteção à biodiversidade pode ter inúmeros benefícios, sendo um deles, a agilidade de respostas às demandas dos órgãos públicos no processo de licenciamento. Sem essa capacidade interna, a avaliação dos impactos das operações de mineração sobre a biodiversidade pode facilmente tornar-se um processo dispendioso e muito demorado. Por último, mas não menos importante, o desenvolvimento e aplicação de um conhecimento sólido gerado por pesquisa científica acrescenta transparência, engajamento e credibilidade para a empresa, constituindo um legado econômico, tecnológico, social e ambiental importante para as gerações futuras.

1.3 MÉTRICAS

O capital natural tem sido avaliado desde a década de 1990 (Ekins 1992), analisando-se diversos aspectos dos ecossistemas (Crossman & Bryan 2009). As métricas incluem fatores bióticos e abióticos do ar, água, terra e subsolo, preferencialmente com foco em funções e processos envolvidos na capacidade da natureza de persistir (*sensu* Mace 2019). Processos fundamentais são produção primária (biomassa da fotossíntese), ciclagem de nutrientes essenciais (como carbono, nitrogênio e fósforo), ciclagem da água, o sistema climático, o solo e os sistemas naturais que controlam a poluição e outras ameaças; tais são os processos centrais que sustentam os limites planetários (Steffen et al. 2015). Cinco conjuntos de atributos foram sugeridos como tendo influência na capacidade do capital natural em prover os serviços de ecossistema (Smith et al. 2017): i) a quantidade de cobertura vegetal; ii) a presença de habitats adequados para dar suporte às espécies ou grupos funcionais que proveem serviços; iii) características específicas de grupos funcionais ou espécies; iv) diversidade biológica e estrutural (do habitat); v) fatores abióticos que interagem com fatores bióticos relevantes.

Avaliar o capital natural baseado em dados de biodiversidade de áreas preservadas não é uma tarefa trivial. Como demonstrado acima, ainda não há um protocolo padronizado que possibilite uma aplicação prática do conceito (Maseyk et al. 2017), ou que permita uma avaliação baseada em dados de biodiversidade, especialmente para florestas tropicais megadiversas e em países emergentes com lacunas importantes de conhecimento sobre a biodiversidade, como o Brasil. No entanto, tal avaliação consiste em um subsídio fundamental para diversos setores privados, bem como ao Ministério Público e a outros atores envolvidos na mitigação do impacto nas atividades de mineração. Tem aplicação direta especialmente nas tomadas de decisão envolvendo, por exemplo, a restauração de áreas degradadas pós mineração, uma vez que para restaurar tais áreas é necessário considerar a restauração não só da biota original, mas também dos serviços ecossistêmicos, de forma a garantir a resiliência das áreas restauradas (Giannini et al. 2017, Gastauer et al. 2018, Giannini et al. 2018). Ademais, tal avaliação, como contextualizado acima, participa diretamente do conceito de sustentabilidade, uma meta importante para as empresas de mineração. Finalmente, incorporar a noção de capital natural pode conduzir os processos de tomada de decisão em direção à inovação, novos mercados

e parcerias, e oportunidades importantes para a sustentabilidade de áreas naturais (Ruijs & Egmond 2017).

O objetivo geral do presente relatório visa (i) propor um desenho experimental baseado em parcelas e transectos para orientar a coleta de dados em campo; (ii) determinar espécies alvo que possam ser utilizados para avaliar o capital natural estocado na floresta.

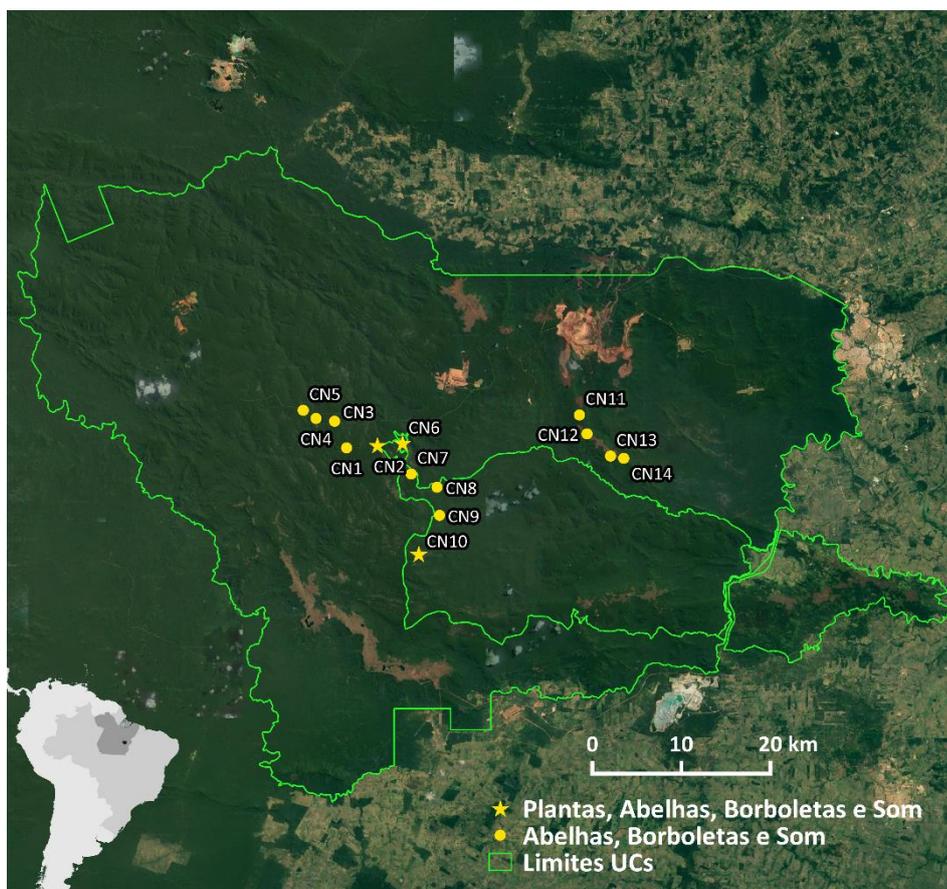
2 MÉTODOS

2.1 PARCELAS E TRANSECTOS PARA COLETA DE DADOS

Até o momento foram selecionados 14 pontos de amostragem (Figura 2) para as espécies alvo da fauna e para gravação de sons; dentre estes, em três deles, foram delimitadas parcelas semi-permanentes (20 x 100 m) para a amostragem da flora (ver detalhes abaixo sob item 2.1). O desenho experimental visa balancear as diferentes necessidades de esforço amostral para cada alvo, e a necessidade de cobertura espacial apropriada, com a logística de acesso às áreas (principal fator limitante de coletas de informação de biodiversidade em regiões neotropicais).

Cada ponto de coleta de dados está a pelo menos 1,5km de distância um do outro e, para minimizar os efeitos de borda, a coleta de dados é feita a pelo menos 200m da borda da floresta (exceto pelo ponto CN10 que está cerca de 25m da borda; Figura 2).

Figura 2 - Unidades de Conservação (UCs) (FLONA Carajás e PARNA Campos Ferruginosos) e localização dos pontos e parcelas para coleta de dados.



Fonte: próprio autor, (2020).

2.2 ESPÉCIES ALVO

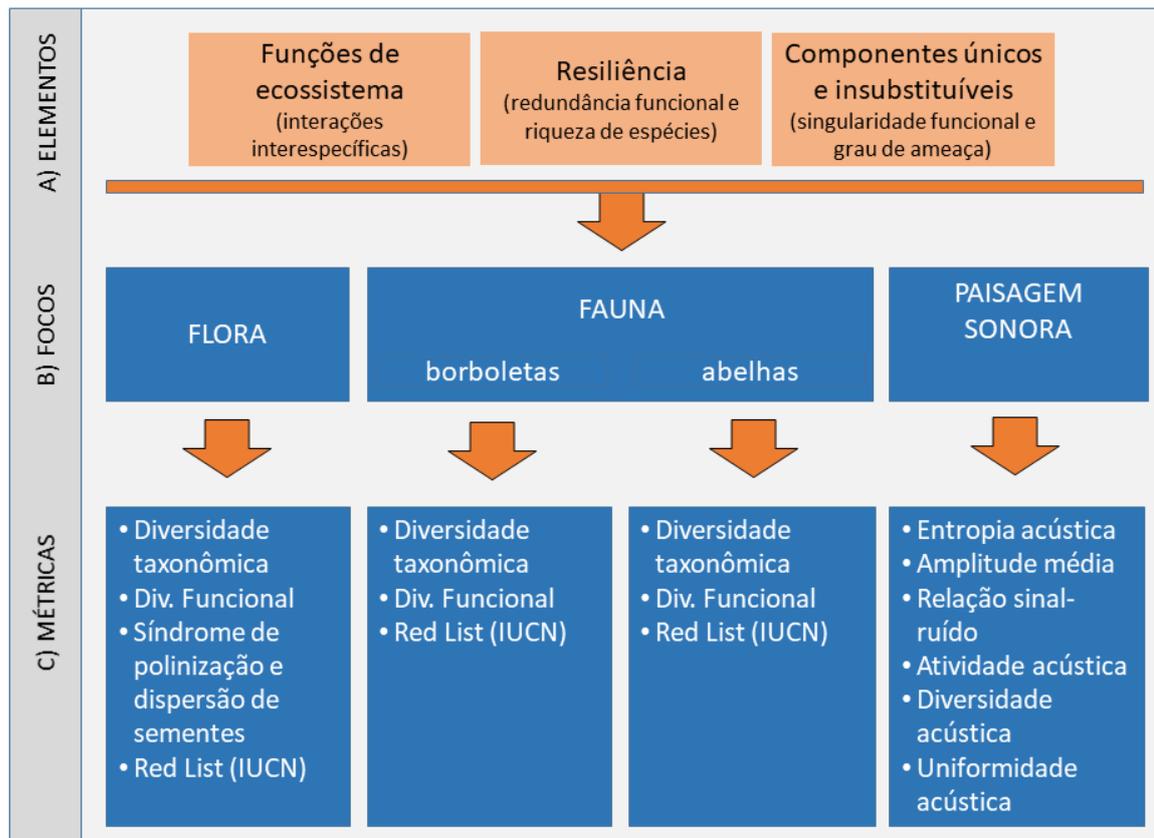
Como discutido acima, ainda não há uma abordagem metodológica consensual para seleção de componentes da biodiversidade visando a avaliação do capital natural. Baseado na literatura, determinamos os seguintes elementos do capital natural como sendo importantes para essa seleção (Figura 3A):

- Funções dos ecossistemas (Mace 2019) e o estoque e fluxo de serviços (Bright et al. 2019), incluindo componentes que exibem funções específicas no ecossistema: por exemplo, espécies que participam de interações interespecíficas (Mougi & Kondoh 2012), como polinizadores e dispersores de sementes (Groot et al. 2002) ou plantas utilizadas por animais para coleta de recursos florais e de sementes (Norton et al. 2018).
- Resiliência a impactos, baseada em redundância funcional (Bellwood et al. 2003) e riqueza de espécies (Baskin 1997);

- c. Componentes únicos e/ou insubstituíveis da biodiversidade, exibindo os atributos de ser raro, representativo e/ou distinto (CAG & LUC 1997, MacDonald et al. 1999, Gollier 2019), ameaçado ou em declínio (English Nature 1995).

Foram escolhidos dois focos de amostragem de biodiversidade (flora e da fauna) e um em nível de paisagem (i.e., paisagem sonora; Figura 3B) que podem fornecer informações sobre os elementos citados. A fauna se baseou em dois tipos de dados: amostragem de borboletas e abelhas através de armadilhas; e a amostragem em nível de paisagem, através de paisagem sonora (*soundscape*). O detalhamento e as métricas a serem medidas (Figura 3C) de cada um desses focos segue abaixo.

Figura 3 - Framework dos dados de biodiversidade para avaliação do capital natural da floresta de Carajás, considerando-se A) os elementos a serem capturados; B) os focos a serem amostrados e; C) as métricas a serem avaliadas em cada foco.



Fonte: próprio autor, (2020).

2.2.1 Flora

O conhecimento sobre plantas vasculares no Brasil ainda possui sérias deficiências quando tratamos do domínio fitogeográfico da Amazônia (Brazil Flora Group 2015; Cardoso et al. 2017). O conhecimento das espécies de plantas floresta e dos diferentes tipos de vegetação que a compõem representam um componente importante da biodiversidade, seja ela em termos de espécies, ou diversidade taxonômica, como da diversidade funcional (formas de vida, hábitos e estoque de carbono), refletindo também numa grande gama de interações biológicas.

O levantamento das espécies em seis parcelas selecionadas de 20 x 100 m em diferentes tipos de floresta irá aportar registros das espécies ocorrentes, e será acompanhado de coletas aleatórias nas proximidades das parcelas para complementar dados de plantas férteis, fundamentais para a identificação autoritativa realizada por taxonomistas.

Nas parcelas serão registrados dados de diversidade funcional dos espécimes, como as formas de vida (Ewel and Bigelow 1996), bem como medidas de circunferência do tronco e altura da copa. Juntamente com esses dados, as árvores marcadas com QR terão amostras de DNA em gel CETAB, visando provisionar um perfil de identificação acelerado através de tecnologia de ponta.

Adicionaremos à lista de espécies da floresta outros dados referentes às espécies, como indícios da síndrome de polinização (Faegri and Pijl 2013), através das quais poderemos inferir as interações das espécies de plantas com os animais da floresta. Com a finalidade de provisionar dados sobre conservação, serão consultadas fontes como IUCN (2020, cont. updated) e MMA (2014).

2.2.2 Fauna

2.2.2.1 Borboletas

A ordem Lepidoptera (borboletas e mariposas) é bem conhecida do ponto de vista taxonômico (Duarte et al. 2014) e suas espécies são facilmente distinguíveis dos demais insetos por possuírem um tipo especial de probóscide (espiritromba) e asas revestidas por escamas (Costa Lima 1945). No Brasil há, aproximadamente, 4.000 espécies de borboletas descritas (Brown & Freitas 1999). Estudos com borboletas têm merecido atenção por serem importantes elementos da biodiversidade devido às suas

interações com as plantas (Bawa 1990, Martínez-Adriano et al. 2018), e também por serem carismáticas e atraírem a atenção das pessoas (McGinlay et al. 2017). Tal é sua importância que programas de restauração de habitat visando a proteção e conservação de borboletas têm sido conduzidos em algumas regiões do mundo, como Nova Zelândia (Gillespie & Wratten 2012), Alemanha (Schmitt et al. 2008) e no Reino Unido (Feber et al. 2007).

As borboletas geralmente são divididas em duas guildas conforme os hábitos alimentares dos indivíduos adultos: nectarívoras e frugívoras. As primeiras coletam néctar nas flores podendo atuar como polinizadoras, e as últimas se alimentam de compostos orgânicos em fermentação, sendo representadas pela família Nymphalidae (DeVries, 1987). Esta família é uma das mais diversas, tanto em hábitos comportamentais quanto em morfologia, representada por 11 subfamílias (Brown & Freitas 1999; Lamas 2004). Borboletas frugívoras têm sido usadas em diagnósticos rápidos (são facilmente atraídas por armadilhas de coleta), estudos comparativos, relatórios de impacto ambiental e monitoramento (Santos et al. 2016) por serem potenciais bioindicadores, visto que são sensíveis a mudanças sutis no seu habitat.

Até o presente momento, não existe protocolo padronizado que forneça traços funcionais para as borboletas frugívoras e sua relação com o ambiente. Entretanto, com base no protocolo existente para outros grupos de artrópodes (Moretti et al. 2017), o entendimento da composição funcional em borboletas requer uma análise de cinco principais categorias funcionais: desempenho de voo (comprimento e largura da asa anterior, da asa posterior, e tamanho corporal, como dados contínuos), estratégias de defesa (iridescência, camuflagem e asas com manchas oculares como dados binários), percepção do habitat (tamanho dos olhos como dados contínuos), hábito alimentar (tamanho da probóscide como dado contínuo) e ovoposição (especialista e generalista como dados binários).

A partir das espécies amostradas, serão determinadas as diversidades taxonômica e funcional, de acordo com a Figura 3C. Será avaliado também se alguma espécie é considerada ameaçada na *Red List* da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN; <https://www.iucnredlist.org/>).

2.2.2.2 Abelhas

A maior importância ecológica das abelhas (ordem Hymenoptera) está relacionada à polinização. Estima-se que mais de 80% das plantas com flores dependem de polinizadores animais (Ollerton 2017), sendo as abelhas o grupo mais importante (Potts et al. 2016). Ao visitarem as flores para se alimentar de pólen ou néctar, as abelhas ficam com os grãos de pólen aderidos em seus corpos. Ao se deslocarem entre as flores, elas levam os grãos de uma flor para a outra. O grão de pólen ao ser depositado na flor, se funde ao óvulo, o que dará origem às sementes e frutos. Assim, muitas plantas dependem de abelhas para a produção de frutos e sementes, o que tem relação direta também com a agricultura e produção de alimentos. Para Carajás, são estimadas 219 espécies de abelhas (Borges & Giannini 2018).

As abelhas formam um grupo bastante diverso em termos de comportamento social, tamanho e locais de construção de ninho. Para o entendimento da composição funcional têm sido utilizadas cinco características funcionais (Borges et al. in review; Giannini et al. 2020): tamanho corporal (medida da distância intertegular); local de nidificação; tipo de socialidade (social ou solitária); se foi citada como polinizadora de cultura agrícola (baseada em Giannini et al. 2015) e; tamanho da área de distribuição conhecida (área do mínimo polígono convexo formado pelos pontos de ocorrência reportados para a espécie).

No presente trabalho serão coletadas as abelhas da tribo Euglossini, frequentemente utilizadas para diagnósticos rápidos por serem facilmente atraídas por armadilhas aromáticas (Krug and Alves-dos-Santos 2008). A partir das espécies amostradas, serão determinadas as diversidades taxonômica e funcional, de acordo com a Figura 3C. Será avaliado também se alguma espécie é considerada ameaçada na *Red List* da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN; <https://www.iucnredlist.org/>); porém, ainda há pouca informação sobre as espécies brasileiras.

2.2.3 Paisagem Sonora

Gravadores de áudio automatizados têm possibilitado o registro sistemático, rápido e acessível de sons do meio ambiente (Sueur et al. 2014; Sueur & Farina 2015). Essas abordagens, também conhecidas como análises de paisagem sonora

(*soundscape*), podem fornecer dados padronizados e de longo prazo da composição e dinâmica de comunidades (e.g., Krause & Farina 2016; Borker et al. 2019; Furumo & Aide 2019). A proposta de incluir tais medidas visa reconhecer a multifuncionalidade e a não-linearidade como ativos valiosos para um ecossistema (Mace 2019), especialmente porque ambas características estão diretamente relacionadas aos mecanismos de adaptação e enfrentamento dos ecossistemas frente às pressões contínuas (mudanças no uso da terra, mudanças climáticas, para citar algumas) e, conseqüentemente, à resiliência (Oliver et al. 2015).

A paisagem sonora abrange a energia acústica total de uma localidade e é caracterizada por geofonia (som produzido pelo ambiente, p. ex., vento, chuva, rio), biofonia (som produzido pelos animais) e antropofonia (som produzido por humanos) (Pijanowski et al. 2011). Vários índices acústicos têm sido desenvolvidos, que levam em consideração diferentes características do som, como frequência, amplitude e tom, para caracterizar a paisagem sonora. Os gravadores digitais (Audiomoth; Open Acoustic Devices; Hill et al., 2017) estão sendo utilizados, sendo programados para fazer gravações de 1min a cada 10min, ao longo de 24 horas (N=144) por 6 dias. A partir desses arquivos serão extraídos seis índices, que descrevem a distribuição de energia e sua complexidade em termos de tempo, frequência e amplitude (Bradfer-Lawrence et al. 2019). Serão avaliados (a) entropia acústica, que é definida como o produto do índice de diversidade de Shannon aplicado sobre as faixas de tempo e de frequência (i.e., a proporção dessas faixas com som; Sueur et al. 2008); (b) envelope de amplitude média é o valor médio das amplitudes em todas as faixas de frequência; (c) relação sinal-ruído é a diferença entre a amplitude máxima e o ruído de fundo (i.e., valor de amplitude mais comum em todas as faixas de frequência); (d) atividade acústica é medida pela fração de células no espectrograma com valores de amplitude maiores que o ruído de fundo (Towsey et al. 2014); (e) diversidade acústica também é baseado na aplicação do índice de diversidade de Shannon a partir da atividade acústica; e (f) uniformidade acústica usa a quantidade de atividade em cada faixa de frequência, mas aplica o coeficiente de Gini para medir a uniformidade da distribuição da atividade acústica (Villanueva-Rivera et al. 2011).

REFERÊNCIAS

- BARBIER, E. B. The concept of natural capital. **Oxford Review of Economic Policy**, v. 35, p. 14–36, 2019.
- BARBIER, E. B.; BURGESS, J.; FOLKE, C. Paradise lost? In: NUNES, P. A. L. D.; VAN DEN BERGH, J. C. J. M.; NIJKAMP, P. **The Ecological Economics of Biodiversity**. London: Earthscan, 1994.
- BASKIN, Y. **The Work of Nature: How the Diversity of Life Sustains Us**. Washington, DC: The Scientific Committee on Problems of the Environment, 1997.
- BAWA, K. S. Plant-Pollinator interactions in tropical rain forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 21, p. 399-422, 1990.
- BELLWOOD, D. R.; HOEY, A. S.; CHOAT, J. H. Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. **Ecology Letters**, v. 6, p. 281-285, 2003.
- BOKER, A. L. *et al.* Do soundscape indices predict landscape scale restoration outcomes? A comparative study of restored seabird island soundscapes. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, jan. 2020. (primeira publicação 09 set. 2019) DOI [10.1111/rec.13038](https://doi.org/10.1111/rec.13038)
- BORGES, R. C.; GIANNINI, T. C. **Abelhas da Floresta Nacional de Carajás**. Belém, PA: ITV, 2018. Relatório Técnico ITV DS - N012/2018.
- BORGES, R. C.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; GIANNINI, T. C. A dataset of multi-functional ecological traits of Brazilian bees. **Scientific Data** (in review).
- BRADFER-LAWRENCE, T.; GARDNER, N.; BUNNEFELD, L.; WILLIS, S.; DENT, D.H. Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, p. 1796-1807, 2019.
- BRAND, F. Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development. **Ecological Economics**, v. 68, p. 605-612, 2009.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção**. Brasília, DF: MMA, 2014. Disponível em: http://dados.gov.br/dataset/portaria_443
- BRAZIL FLORA GROUP (BFG). Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, p. 1085-1113, 2015. DOI [10.1590/2175-7860201566411](https://doi.org/10.1590/2175-7860201566411).
- BRIGHT, G.; CONNORS, E.; GRICE, J. Measuring natural capital: towards accounts for the UK and a basis for improved decision-making. **Oxford Review of Economic Policy**, v. 35, p. 88-108, 2019.

BROWN JÚNIOR, K. S.; FREITAS, A. V. L. Lepidoptera. In: BRANDÃO, C. R. F.; CANCELLO, E. M. (Eds). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Invertebrados terrestres**. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 227-243.

CAG and LUC (CAG Consultants and Land Use Consultants). **Environmental Capital: A New Approach**. A report to Countryside Commission, English Heritage, English Nature, Environment Agency, Countryside Commission, Cheltenham. 1997.

CARDOSO, D. *et al.* Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. **Proc. Natl. Acad. Sci.**, v. 114, p. 10695-10700, 2017. DOI [10.1073/pnas.1706756114](https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114).

COHEN, F.; HEPBURN, C. J.; TEYTELBOYM, A. Is Natural Capital Really Substitutable? **Annual Review of Environment and Resources**, v. 44, p. 425-448, 2019.

COSTA-LIMA, A. **Insetos do Brasil: Lepidópteros**. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Agronomia, 1945.

COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural Capital and Sustainable Development. **Conservation Biology**, v. 6, p. 37-44, 1992.

COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

CROSSMAN, N. D.; BRYAN, B. A. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. **Ecological Economics**, v. 68, p. 654-668, 2009.

DEVRIES, P. J. **The butterflies of Costa Rica and their natural history: Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae**. Princeton: Princeton University Press. 1987. (volume 1).

DUARTE, M.; MARCONATO, G.; SPECHT, A.; CASAGRANDE, M. M. Lepidoptera. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil**. São Paulo: Editora Holos, 2014.

EKINS, P. A four-capital model of wealth creation. In: EKINS, P.; MAX-NEEF, M. (Eds.). **Real-Life Economics: Understanding Wealth Creation**. Routledge, London/New York, pp. 147-155. 1992.

EKINS, P. *et al.* A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. **Ecological Economics**, v. 44, p. 165-185, 2003.

ENGLISH NATURE. Criteria for Identifying the Critical Environmental Capital of the Maritime Zone, English Nature Research Report No. 136, English Nature, Peterborough. 1995.

EWEL, J. J.; BIGELOW, S. W. Plant Life-Forms and Tropical Ecosystem Functioning. In: ORIANI, G. H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J. H. (Eds.). **Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests**. Berlin: Springer Heidelberg, 1996. P. 101-126.

FAEGRI, K.; PIJL, L. V. D. **Principles of Pollination Ecology**. New York: Elsevier, 2013.

FEBER, R. E. *et al.* A comparison of butterfly populations on organically and conventionally managed farmland. **J Zool**, v. 273, p. 30–39, 2007.

FURUMO, P. R.; AIDE, T. M. Using soundscapes to assess biodiversity in Neotropical oil palm landscapes. **Landscape Ecology**, v. 34, p. 911-923, 2019.

GASTAUER, M. *et al.* Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1409-1422, 2018.

GIANNINI, T. C. *et al.* Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions. **Apidologie**, v. 46, p. 209–223, 2015.

GIANNINI, T. C. *et al.* Selecting plant species for practical restoration of degraded lands using a multiple-trait approach. **Austral Ecology**, v. 42, p. 510-521, 2017.

GIANNINI, T. C. *et al.* Climate change in the Eastern Amazon: crop-pollinator and occurrence-restricted bees are potentially more affected. **Regional Environmental Change**, 2020. DOI: 10.1007/s10113-020-01611-y

GIANNINI, T. C. *et al.* Role of species: traits, interactions and ecosystem services. **Biodiversity Information Science and Standards**, v. 2, e25345, 2018.

GILLESPIE, M.; WRATTEN, S. D. The importance of viticultural landscape features and ecosystem service enhancement for native butterflies in New Zealand vineyards. **Journal of Insect Conservation**, v. 16, p. 13–23, 2012.

GOLLIER, C. Valuation of natural capital under uncertain substitutability. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 94, p. 54-66, 2019.

GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. J. A typology for description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, p. 393-408, 2002.

GUERRY, A. D. *et al.* Natural capital and ecosystem services informing decisions: from promise to practice. **PNAS**, v. 112, p. 7348–7355. 2015.

HILL, A. P.; PRINCE, P.; COVARRUBIAS, E.P.; DONCASTER, C.P.; SNADDON, J.L.; ROGERS, A. AudioMoth: Evaluation of a smart open acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. *Methods in Ecology and Evolution* v.9, p.1199-1211, 2017.

INTERNATIONAL COUNCIL ON MINING AND METALS (ICMM). **Sustainable Development Framework**: ICMM Principles. Revised. ICMM. London. 2015.

IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN., 2nd ed. IUCN, Gland, Switzerland & Cambridge, UK. 2014.

KRAUSE, B.; FARINA, A. Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. **Biological Conservation**, v. 195, p. 245-254, 2016.

KRUG, C.; ALVES-DOS-SANTOS, I. O uso de diferentes métodos para amostragem da fauna de abelhas (Hymenoptera: Apoidea), um estudo em floresta ombrófila mista em Santa Catarina. **Neotropical Entomology**, v. 37, p. 265-278, 2008.

LA NOTTE, A. *et al.* Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 392–402, 2017.

LAMAS, G. Checklist: Part 4A. Hesperioidea – Papilionoidea. In: HEPPNER, J. B. (Ed.). **Atlas of Neotropical Lepidoptera**. Association for Tropical Lepidoptera, Inc. Scientific Publishers, 2004.

LEACH, K. *et al.* A common framework of natural capital assets for use in public and private sector decision making. **Ecosystem Services**, v. 36, 100899, 2019.

LOISEAU, E. *et al.* Green economy and related concepts: an overview. **Journal of Cleaner Production**, v. 139, p. 361-371, 2016.

MACDONALD, D. V.; HANLEY, H.; MOFFATT, I. Applying the concept of natural capital criticality to regional resource management. **Ecological Economics**, v. 29, p. 73-87, 1999.

MACE, G. M. *et al.* Towards a risk register for natural capital. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, p. 641–653, 2015.

MACE, G. M. The ecology of natural capital accounting. **Oxford Review of Economic Policy**, v. 35, p. 54–67, 2019.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **TREE**, v. 27, p. 19-26, 2012.

MARTÍNEZ-ADRIANO, C. A.; DÍAZ-CASTELAZO, C.; AGUIRRE-JAIMES, A. Flower-mediated plant-butterfly interactions in an heterogeneous tropical coastal ecosystem. **PeerJ**, v. 6, e5493, 2018.

MASEYK, F. J. F. *et al.* Managing Natural Capital Stocks for the Provision of Ecosystem Services. **Conservation Letters**, v. 10, p. 211–220, 2017.

MCGINLAY, J. *et al.* Do charismatic species groups generate more cultural ecosystem service benefits? **Ecosystem Services**, v. 27, p. 15-24, 2017.

MEADOWS, D. H. **Indicators and information systems for sustainable development**. A Report to the Balaton Group. Sustainability Institute. 1998.

Moretti, M.; Dias, A.T.; De Bello, F.; et al. Handbook of protocols for standardized measurement of terrestrial invertebrate functional traits. *Functional Ecology*, v. 31, p. 558-567, 2017.

MOUGI, A.; KONDOH, M. Diversity of interaction types and ecological community stability. *Science*, v. 337, p. 349-351, 2012.

NORTON, L. R. *et al.* Identifying effective approaches for monitoring national natural capital for policy use. *Ecosystem Services*, v. 30, p. 98–106, 2018.

OLIVER, T. H. *et al.* Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 30, p. 673–84, 2015.

OLLERTON, J. Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 48, p. 353-376, 2017.

PIJANOWSKI, B. C. *et al.* Soundscape ecology: The science of sound in the landscape. *BioScience*, v. 61, p. 203-216, 2011.

POTTS, S. G. *et al.* Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, v. 540, p. 220–229, 2016.

ROCKSTROM, J. *et al.* Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, v. 14, p. 32, 2009.

RUIJS, A.; EGMOND, P. Natural capital in practice: How to include its value in Dutch decision-making processes. *Ecosystem Services*, v. 25, p. 106–116, 2017.

SANTOS, J. P.; MARINI-FILHO, O. J.; FREITAS, A. V. L.; UEHARA-PRADO, M. Monitoramento de borboletas: o papel de um indicador biológico na gestão de unidades de conservação. *Biodiversidade Brasileira*, v. 1, p. 87-99, 2016.

SCHMITT, T.; AUGENSTEIN, B.; FINGER, A. The influence of changes in viticulture management on the butterfly (Lepidoptera) diversity in a wine growing region of south-western Germany. *Eur J Entomol*, v. 105, p. 249–255, 2008.

SMITH, A. C. *et al.* How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review. *Ecosystem Services*, v. 26, p. 111–126, 2017.

STEFFEN, W. Planetary Boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*, v. 347, p. 6223, 2015.

STEFFEN, W.; CRUTZEN, P. J.; MCNEILL, J. R. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of Nature? *Ambio*, v. 36, p. 614-621, 2007.

SUEUR, J.; FARINA, A.; GASC, A.; PIERETTI, N.; PAVOINE, S. Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. **Acta Acustica United with Acustica**, v. 100, p. 772–781, 2014.

SUEUR, J.; FARINA, A. Ecoacoustics: the Ecological Investigation and Interpretation of Environmental Sound. **Biosemiotics**, v. 8, p. 493-502, 2015.

SUEUR, J.; PAVOINE, S.; HAMERLYNCK, O.; DUVAIL, S. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. **PlosOne**, v. 3, p. e4065, 2008.

TOST, M. *et al.* The state of environmental sustainability considerations in mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 182, p. 969-977, 2018.

TOWSEY, M.; WIMMER, J.; WILLIAMSON, I.; ROE, P. The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio-recordings of the environment. **Ecological Informatics**, v.21, p.110-119, 2014.

UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE (UNECE). **Conference of European Statisticians Recommendations on Measuring Sustainable Development**. UN, New York and Geneva. 2014.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; PIJANOWSKI, B. C.; DOUCETTE, J.; PEKIN, B. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 1233-1246, 2011.

WILSON, E. O. Biodiversity research requires more boots on the ground. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, p. 1590–1591, 2017.