CAPÍTULO XV

Bacia Amazônica no Pará: Principais impactos e perspectivas

*Daniel C.V.R. Silva¹, Edna S. Souza¹, Rosangela D. Possa¹, Wallace Beiroz¹, Ananza M. Rabello¹, Elver L. Mayer¹, Renato A. Teixeira²

¹Instituto de Estudos do Xingu, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, São Félix do Xingu, Pará, Brasil

²Instituto de Estudo em Desenvolvimento Agrário e Regional, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Marabá, Pará, Brasil

*daniel.clemente@unifesspa.edu.br

<https://doi.org/10.4322/978-65-86819-07-6-15>

RESUMO

Este capítulo descreve as principais características de rios que cruzam o Estado do Pará, dando enfoque nas características abióticas de suas regiões hidrográficas, usos do solo, impactos ambientais e nas perspectivas sustentáveis quanto à ocupação e usos do solo. Pretende-se com esse capítulo contribuir com informações de forma que o leitor possa se contextualizar sobre o atual estado de preservação dos corpos hídricos e os ambientes no entorno. Ambos estão sendo impactados intensamente por atividades humanas, interferindo não somente nos aspectos ambientais, como também nos socioeconômicos. O Pará abriga algumas das bacias mais importantes do Brasil, com rios que chegam a 6.000 Km de extensão, como o Amazonas, e outros relativamente menores, mas ainda de grandes proporções, como o rio Araguaia, rio Tocantins, rio Xingu, rio Tapajós, rio Jari e o rio Guamá. Os usos do solo em cada bacia são responsáveis pela deterioração das respectivas águas, afetando diretamente organismos terrestres e aquáticos, além dos serviços ecossistêmicos provenientes de cada bacia. Com base em usos do solo mais sustentáveis, por exemplo, os sistemas agroflorestais (SAF's), espera-se aumentar o equilíbrio entre produção e conservação, garantindo solo e água com maior qualidade.

Palavras-chave: Bacia Amazônica; Regiões Hidrográficas; Usos do solo; Qualidade da água; Poluição; Sociobiodiversidade.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas tropicais sustentam parte importante da diversidade biológica em todo o mundo (Myers et al., 2000), provendo grande quantidade de serviços ecossistêmicos para as comunidades locais (Grimes et al., 1994). Infelizmente, tais ecossistemas têm sido perturbados pelos diversos usos do solo em larga escala e outras alterações ambientais (Barlow et al., 2007; Davidson et al., 2014), causando sérios impactos para a biodiversidade, tanto do solo, quanto da água (Nobre et al., 1991; Molinier et al., 1996; Lewinshohn & Prado, 2002; Callède, 2002). Nessas regiões, o modelo de crescimento adotado normalmente segue a lógica da substituição das áreas nativas por outros tipos de usos do solo, com o enfoque em rápido ganho econômico (Becker, 2001). Essa substituição tem levado à alteração da qualidade dos habitats, bem como sua fragmentação, causando desequilíbrio das cadeias alimentares e no funcionamento do ecossistema (Araújo et al., 2017). De 1988 a 2015, uma área de 413.505 km² de floresta na Amazônia foi substituída por outros tipos de uso do solo. Tanto no contexto histórico quanto na atualidade, a agropecuária é um dos principais impulsionadores do desmatamento regional maciço (Hansen et al., 2013; Gibbs et al., 2015), impactando importantes serviços ecossistêmicos relevantes para as sociedades locais e globais (Fearnside, 1997; Clement & Higuchi, 2006; Silva, 2005).

Dentro desse contexto, o enfoque deste capítulo é de descrever, através de revisão bibliográfica, as principais características de rios que cruzam o Estado do Pará, dando enfoque em suas regiões hidrográficas, usos do solo, impactos ambientais e por fim, ênfase em perspectivas sustentáveis quanto aos usos do solo. Não será descrita exaustivamente cada bacia, mas visa contextualizar o leitor sobre o atual estado de preservação dos corpos hídricos da região, quais estão sendo impactados intensamente, interferindo nos aspectos ambientais e econômicos e, acima de tudo, nos sociais. Quanto a este último, os povos indígenas e os ribeirinhos são os mais prejudicados, pois as políticas sociais com enfoque na proteção dessas comunidades tradicionais são escassas, ainda mais no presente, com órgãos ambientais perdendo cada vez mais sua autonomia na fiscalização dos ecossistemas terrestres e aquáticos brasileiros (Ferrante &

Fearnside, 2019; Pereira et al. 2019; Thomé & Haddad, 2019; Magnusson et al, 2019; Siqueira-Gay & Sánchez, 2020).

O estado do Pará é o segundo maior estado do Brasil, com uma área de 1.248.000 Km². No ano de 2008, através da Resolução nº 004 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH), foi instituída a delimitação e codificação das bacias hidrográficas do Estado, com enfoque na organização do manejo dos corpos hídricos do estado. Segundo Sema (2010) o conceito de Região Hidrográfica (RH) foi empregado para representar *“um conjunto de bacias hidrográficas que apresentam características geográficas, de ecossistemas e relacionadas à ocupação do território semelhantes entre si”*. Desta maneira o estado foi subdividido nas seguintes RHs (Fig. 1): [1] Região da Calha Norte; [2] Região do Tapajós; [3] Região do Xingu; [4] Região do Tocantins-Araguaia [5] Região de Portel Marajó, [6] Região da Costa Atlântica-Nordeste e [7] Região Hidrográfica do baixo Amazonas.

Fig. 1. Representação das 7 Regiões Hidrográficas do Pará. Fonte: Wallace Beiroz (autor).

Bacias Hidrográficas Amazônicas: Contexto Geológico

O Pará compreende, de maneira parcial, três das onze Regiões Hidrográficas Brasileiras, definidas pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). A maior parte corresponde às porções nordeste e leste da Bacia Amazônica, seguida pelas áreas norte e noroeste da Bacia Tocantins-Araguaia e estreita faixa noroeste da Bacia Atlântico Nordeste Ocidental. No conjunto da compartimentação geotectônica da Plataforma Sul Americana, o Pará inclui Escudos Pré-Cambrianos e Coberturas Fanerozoicas nas terras baixas. Ambos os elementos contrastam com a faixa orogênica da Cadeia Andina, distribuída por toda a margem oeste da América do Sul. Os Escudos Pré-Cambrianos que ocorrem no estado são o das Guianas e o Guaporé, ou Brasil Central, que conjuntamente formam o Cráton Amazônico (Fig. 2) (Vasquez et al., 2008; Bartorelli. 2013).

Fig. 2. Desenho esquemático da compartimentação geotectônica da Plataforma Sul Americana. Fonte: Modificado de Vasques et al (2008) por Elver Luiz Mayer.

O Embasamento da Bacia Amazônica é formado por complexos de rochas ígneas e metamórficas, segmentadas por arcos estruturais transversais. No Pará, está presente o Arco Gurupá, que tangencia o perímetro sudoeste da ilha de Marajó. Conjuntamente, os arcos estruturais

influenciaram a sedimentação fanerozóica e a formação da rede hidrográfica atual. Os arcos estruturais dividiram a Bacia Amazônica paleozóica em duas partes, denominadas Solimões, a montante, na porção oeste, e Amazonas, a leste, desde a região central do estado do Amazonas até Ilha do Marajó (Vasquez et al., 2008; Bartorelli, 2013).

Em termos de estratigrafia, a Bacia Amazônica inclui três Supersequências Paleozóicas representadas pelos grupos Trombetas, Urupadi-Curuá e Tapajós. Elas são seguidas por rochas decorrentes de um evento de magmatismo chamado Penatecaua, de idade Triássica-Jurássica. Por último, a faixa entre Alter do Chão e a ilha de Marajó foi recoberta por arenitos da formação Alter do Chão, do Cretáceo (Bartorelli, 2013).

Uma vez que no Brasil predominam os rios de planalto, a região Amazônica, incluindo o Pará, se diferencia pelos rios de planície (Ab'Sáber, 1956; Vasquez et al., 2008; Bartorelli, 2013). Nesse contexto, os sistemas fluviais são fatores que promovem importantes alterações no ambiente, resultando em considerável diversidade de feições da paisagem. O resultado é um mosaico de canais recentes, paleocanais, meandros abandonados, igarapés, paranás e lagos (Bartorelli, 2013).

O volume de água nos rios da região reflete a pluviosidade sazonal do Hemisfério Sul. A exceção é o Rio Amazonas, que apresenta fontes adicionais de água. Devido à sua proximidade com a zona equatorial, recebe um aporte hídrico do Hemisfério Norte, que apresenta regime climático antagônico ao Hemisfério Sul. Ainda, sua cabeceira se situa nos altiplanos da Cordilheira dos Andes, que são sujeitos a glaciações de altitude (Ab'Sáber, 1956). As cabeceiras dos rios da margem direita do Rio Amazonas localizam-se no Planalto Central do Brasil; e no caso dos rios da margem esquerda, encontram-se nas Guianas, Venezuela e Colômbia. Observa-se considerável assimetria entre os rios de cada lado do fluxo do Rio Amazonas, sendo que os rios da margem esquerda apresentam curtas extensões, e os rios posicionados do lado direito são longos (Bartorelli, 2013).

A compartimentação tectônica do Cráton Amazônico tem sido classificada por diversas propostas. O ponto comum entre elas é que se admite que o Cráton Amazônico resulte de consecutivos eventos de acreção crustal, durante o Paleo- e o Mesoproterozóico (entre

aproximadamente 2.5 e 1 bilhões de anos), em volta de um núcleo mais antigo, estabilizado no final do Arqueano (entre aproximadamente 4 e 2.5 bilhões de anos) (Vasquez et al., 2008). Posteriormente, se processou uma fase de evolução paleogeográfica da Região Amazônica, desde o final do Cretáceo (aproximadamente 100 milhões de anos) até o início do Plioceno (aproximadamente 5 milhões de anos), contribuindo para a constituição geológica atual do território do Pará. Esse processo se iniciou com a separação África e América do Sul, momento em que toda a borda ocidental do continente tinha drenagem voltada para o Pacífico (Prates, 2011). O soerguimento dos Andes ocorreu principalmente durante o Cenozoico (últimos 66 milhões de anos) e de início formou uma depressão a partir da parte oriental da cordilheira em ascensão. Os sistemas de drenagem eram segmentados por influência dos arcos estruturais transversais, que agiram como divisores de águas, fazendo com que os fluxos seguissem para o Oceano Atlântico (Bartorelli, 2013).

Estimativas indicam que até aproximadamente 11 milhões de anos (Mioceno Superior), os sedimentos em transporte eram argilas e areias, vindas do escudo brasileiro. Posteriormente, essa deposição foi interrompida e sobre ela se depositaram argilas de coloração diferente, arenitos e camadas de linhito. Isso evidencia a mudança na fonte de sedimentos, que mais recentemente passou a se situar a oeste, nos Andes em ascensão. Com isso, a Cordilheira Andina passou a ser a fonte de quase toda a matéria em suspensão dos grandes rios da Planície Amazônica. Além dos sedimentos, evidências palinológicas suportam essa interpretação, com a mudança na deposição de pólen de vegetais de clima quente de terras baixas para pólen de vegetais de altitude e clima frio. O caráter transcontinental do Rio Amazonas teria se estabelecido há aproximadamente 9 milhões de anos, quando ocorreu a conexão com o Oceano Atlântico e iniciou-se a formação de um dos maiores deltas do mundo (Bartorelli, 2013; Hoorn et al., 2017).

Com o fim das glaciações do Pleistoceno, ocorrido há aproximadamente 10 mil anos, o clima úmido do Holoceno (últimos 10 mil anos) implicou em elevação no nível do mar e alterou a rede de drenagem pela mudança na pluviosidade. O processo gerou uma série de drenagens

afogadas na região, que se apresentam como verdadeiros açudes. Por volta dos 6 mil anos, o nível do mar era cerca de 3 metros superior ao atual e ocasionou abertura de amplos vales aluviais por longo período erosivo que resultou na rede de afluentes atual do Rio Amazonas (Bartorelli, 2013).

Soerguimentos do relevo ocorreram em várias partes da região e os efeitos tectônicos se refletiram na drenagem de maneira setorial. A margem norte, à esquerda do fluxo do Rio Amazonas, foi soerguida em maior escala do que a margem sul, à direita. Com isso, unidades mesozóicas e cenozóicas foram bastante erodidas no norte da bacia. No sul, as mesmas unidades foram preservadas por extensas superfícies tabulares do Planalto Setentrional Pará-Maranhão e do Planalto Tapajós-Xingu (Vasquez et al., 2008; Bartorelli, 2013).

Segundo Vasquez et al. (2008), a compartimentação tectônica do Pará divide o estado em sete províncias, denominadas Carajás, Transamazonas, Amazônia Central, Tapajós-Parima, Rondônia-Juruena, Parnaíba, Tocantins e as Bacias sedimentares paleo, meso e cenozóicas. Cada província apresenta diversas unidades litoestratigráficas, que determinam uma série de características abióticas dos ecossistemas da região, desde a escala do relevo até a de microhabitats edáficos.

Usos do Solo na Bacia Amazônia: Principais Atividades Impactantes

Sub-bacias do Xingu, Guamá, Tapajós e Tocantins-Araguaia

A RH do Tocantins-Araguaia abrange os estados do Pará, Tocantins, Maranhão, Goiás e Mato Grosso em uma área de 765.367,04 km², destes 16,5% estão no estado do Pará (Fig. 3).

Fig. 3. Mapa de uso e ocupação da terra e mapa de classes de solos predominantes na bacia do Tocantins- Araguaia.

É a bacia como maior diversidade de solos, ocorrendo nove classes de solo, das 13 classes encontradas em todo o território nacional, sendo

Argissolos, Cambissolos, Chernossolos, Gleissolos, Latossolos, Luvisolos, Neossolos, Nitossolos e Plintossolos. Porém, no estado do Pará predomina apenas os Argissolos, Gleissolos, Latossolos, Neossolos e Plintossolos. As principais formas de uso e ocupação do solo são pastagem com manejo, áreas agrícolas, silvicultura e mosaico de ocupações em área florestal (Fig. 3). Os mosaicos de ocupações em área florestal correspondem a áreas mistas em que não se consegue definir uma cobertura/uso dominante, inclui pasto limpo, pasto sujo, pasto com solo exposto e regeneração com pasto e lavouras (IBGE, 2018).

A Sub-bacia do rio Guamá, presente na RH Costa Atlântica-Nordeste, apresenta uma área de 50.188,6 km², entre os estados do Pará e Maranhão (Fig. 4).

Na área correspondente ao estado do Pará ocorre baixa diversidade de solos, predomina os Gleissolos (3.120,89 km²), Latossolos (46.427,8 km²) e Neossolos (597,55 km²). A área de floresta natural corresponde aproximadamente 43% da área da bacia, porém vem sofrendo forte pressão de uso antrópico. As principais formas de uso e ocupação do solo corresponde a pastagem, áreas agrícolas, silvicultura e os mosaicos de ocupações em área florestal.

A bacia do rio Xingu ocupa uma área de 509.484,3 km², correspondendo aproximadamente a 51 milhões de hectares, representando cerca de 13% da Bacia Amazônica, entre os estados de Mato Grosso e Pará, sendo subdividida em: Alto, Médio e Baixo Xingu (Panday et al., 2015; Pignati et al., 2018). Na Bacia do Xingu há os biomas, Cerrado e Amazônia, com ampla diversidade de solo e forma de uso e cobertura da terra (Fig. 5). A principal forma de uso dessas áreas no estado do Pará, são pastagem com manejo 33.342,9 km² e mosaicos em área florestal, 9.065,63 km². A área de cobertura florestal em toda a bacia é de 348.637,5 km², sendo 74% no estado Pará. Em todo o estado do Pará, aproximadamente 57% do território consiste em Terras Indígenas e áreas de conservação (Fernandes et al., 2018). As classes de solos predominantes nessa bacia, na área localizada no estado do Pará são os Argissolos, Latossolos Neossolos e Nitossolos.

Fig. 4. Mapa de uso e ocupação da terra e classes de solos predominantes na bacia do rio Guamá.

Fig. 5. Mapa de uso e ocupação da terra e classes de solos predominantes na bacia do rio Xingu.

A Bacia do Tapajós está localizada entre os estados do Amazonas, Mato Grosso e Pará em uma área de 493.141,4 km², que liga o Cerrado a Amazônia (Fig. 6). No estado do Pará ocupa uma área de 187.778,6 km², sendo as principais classes de solos encontradas são os Argissolos, Cambissolos, Gleissolos, Latossolos, Neossolos, Nitossolos e Plintossolos. No estado do Pará a principal forma de uso são as pastagens e os mosaicos de ocupação em área florestal. Essa região vem sofrendo com a expansão da fronteira agrícola, principalmente de soja e milho, o que tem aumentado as áreas desmatadas. No estado do Pará, a maior parte da bacia é coberta por vegetação florestal 162.323 km², o qual corresponde aproximadamente a 86%. As principais formas de uso agrossilvipastoris estão em áreas de Argissolos e Latossolos.

Fig. 6. Mapa de uso e ocupação da terra e classes de solos predominantes na bacia do rio Tapajós.

Solos das Bacias Guamá, Tapajós, Tocantins-Araguaia e Xingu

As Bacias Guamá, Tapajós, Tocantins-Araguaia e Xingu ocupam uma área, no estado do Pará, de 695.089,77 km² que corresponde cerca de 55% do território paraense, apresentam ampla diversidade de tipos e usos do solo. As formas de uso do solo não derivam da quantidade de classes existentes, nem tão pouco da fertilidade natural. As classes de solos encontradas nessas bacias, são Argissolos, Cambissolos, Gleissolos, Latossolos, Neossolos, Nitossolos e Plintossolos. Os Latossolos e Argissolos são as classes dominantes, presentes em todas as bacias estudadas, juntos representam 80%. Em estudo de solos do estado do Pará, Birani et al. (2015), Souza et al. (2018) apontaram que mais de 70% dos solos do Estado são Argissolos e Latossolos.

Os Argissolos foram mais representativos em termos de área ocupada, 628.910,4 km², presentes em todas as bacias, exceto a bacia do Guamá. A maior área ocupada por Argissolos foi na bacia do Xingu 262.061,0 km², seguido pela bacia do Tapajós 104.164,0 km² e Tocantins-Araguaia 75.685,4 km². Esses solos são constituídos por material mineral, apresentam horizonte B textural imediatamente abaixo do A ou E, possuem avançado estágio de desenvolvimento e diferenciam-se dos Latossolos por não terem sofrido processo completo de ferralitização (Ker, 1997) de modo que é possível encontrar argilas de baixa e alta atividade, no entanto, sempre conjugada com baixa saturação por bases (Embrapa, 2018). Os Argissolos são associados a relevos variando de moderado a fortemente ondulado, com perda de argila dos horizontes A ou E e acúmulo no horizonte B. Essas características inatas a essa classe de solo podem dificultar a mecanização das áreas quando se pretende agriculturas mais intensivas ou mesmo ocasionar problemas relacionados à conservação.

Os Latossolos, segunda classe de solo mais representativa, estão presentes na bacia do Xingu 138.792,0 km², Tapajós 77.019,8 km², Guamá 46.427,8 km² e Tocantins-Araguaia 25.370,5 km² (Fig 3, 4, 5 e 6). Estão associados a relevo plano e suavemente ondulado (Santos et al., 2006), com avançado estágio de intemperização. Possuem mineralogia relativamente simples havendo o predomínio de caulinita, óxidos de ferro e alumínio e em menor proporção outros componentes como rutilo, anatásio e ilita na fração

argila (Ker, 1997). São, por tanto de baixa fertilidade natural, a capacidade de troca de cátions é inferior a $17 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ (Embrapa, 2018). Via de regra são solos muito profundos, variando de bem drenados a fortemente drenados (Embrapa 2018) a única exceção são os Latossolos Amarelos, que são menos permeáveis (Ker, 1997).

Os Nitossolos foram encontrados apenas na Bacia do Xingu em uma área de $12.878,5 \text{ km}^2$ e Bacia do Tapajós com $501,77 \text{ km}^2$. São solos caracterizados pelo horizonte B nítico, profundos, muito intemperizados, cores vermelhas a brunados, com baixa policromia. São solos de textura argilosa ou muito argilosa, mas de 350 g kg^{-1} de argila, com baixo gradiente textural entre os horizontes. São bem drenados, porém com boa retenção de água. Apresenta argila de baixa atividade, estrutura em blocos angulares ou prismáticas e cerosidade no horizonte B (Embrapa, 2018).

São solos de fertilidade variável, depende do material de origem. Quando derivados rochas básicas como basalto e diabásio apresentam fertilidade de moderada a alta. Porém quando derivados de rochas intermediárias pode apresentar fertilidade baixa (Uchôa et al., 2019). Na Bacia do Xingu, os Nitossolos são derivados de rochas básicas e ultrabásicas de diferentes formações, o que possibilitou o desenvolvimento de solos eutróficos. As características químicas desses solos os tornam muito usado em sistemas de agrofloresta, principalmente pelos pequenos produtores. Avaliando atributos de solos do estado do Pará, Souza et al. (2018) relataram os Nitossolos com teores elevados de matéria orgânica (MO), teores elevados de bases trocáveis e baixos teores de fósforo disponível. Os teores elevados de argila protegem a MO da decomposição microbiana e justifica os teores elevados em solos de textura argilosa. Enquanto o baixo teor de P está relacionado a alta sorção em oxihidróxido de ferro e alumínio (Fernandes et al., 2018). A textura argilosa confere a esses solos boa capacidade de reter água, característica importante para práticas agrícolas, principalmente em regiões onde ocorre secas sazonais ou estação seca prolongada (Bertol et al. 2007; Melo et al. 2018), como acontece em algumas regiões da Amazônia.

Os Neossolos são solos pouco evoluídos, constituídos por material mineral com menos de 20 cm de espessura, não apresentando nenhum tipo

de horizonte B diagnóstico. Pelo sistema brasileiro de classificação de solos (Embrapa, 2018) os Neossolos são classificados em quatro tipos: Quartzarênico, Rigolítico, Litólico e Flúvico.

Na Bacia do Xingu, predomina Neossolo Litólico, são solos não hidromórficos, que possuem o mais baixo grau de desenvolvimento pedogenético associados a relevos mais íngremes e com reduzida profundidade efetiva (Embrapa, 2018). A profundidade rasa e elevada pedregosidade desses solos é um fator limitante ao crescimento das raízes e infiltração da água, o que restringe seu uso para produção agrícola e florestal (Pedron et al., 2009). Por serem solos rasos e estarem associados a relevos declivosos apresentam elevada suscetibilidade à erosão (Carmo and Val, 2013). Na região da Bacia do Xingu esse solo tem sido utilizado para a pastagem (Fig. 5).

Os Neossolos quartzarênico são encontrados na Bacia do Guamá, e do Tapajós (Fig. 4), são solos minerais, normalmente, profundos a muito profundo, com textura areia ou areia franca ao longo de pelo menos 150 cm de profundidade ou até o contato lítico. São excessivamente drenados, com baixa fertilidade natural, baixa capacidade de retenção de água, baixa capacidade de troca de cátions e são moderadamente ácidos (IBGE, 2007). A mineralogia predominante são os óxidos de silício e em baixa concentração os óxidos de ferro e alumínio (Curi, 1993). Ocorrem em relevos plano a suavemente ondulado (Embrapa, 2018). São originados de depósitos arenosos com teor de argila inferior a 15% (Frazão et al., 2008).

Os Neossolos Flúvicos, encontrados na Sub-bacia do Guamá (Fig. 4), são solos minerais não hidromórficos, oriundos da sobreposição de camadas de sedimentos aluviais. A heterogeneidade dos tipos de sedimentos e formas de deposição, possibilita a formação de solos com heterogeneidade nos atributos físicos, químicos e morfológicos (Embrapa, 2018). Normalmente são solos profundos, com variação de cores entre bruno-escuro a bruno-claro e textura variando entre franco-argilosa, argilossiltosa, franca e argilosa, pode ser eutróficos e distróficos, dependendo dos sedimentos que deram origem (Embrapa 2018; Lima et al., 2006). Ocorrem em ambientes próximos à rios, relevo plano de várzeas, planícies fluviais e terraços Aluvionares

(Embrapa, 2018). Na Amazônia ocidental, Lima et al. (2006) relatou Neossolos Flúvicos eutróficos e com presença de minerais 2:1.

Os Plintossolos são encontrados na Bacia do Tapajós (1.388,4 km²), Xingu (47.787,8 km²) e Tocantins-Araguaia (3.891,35 km²). São solos minerais, que podem ser formados por horizontes plínticos, concrecionários ou litoplínticos. Os horizontes plíntico deve apresentar pelo menos 15% de plintita e 15 cm de espessura. O horizonte litoplíntico deve conter petroplintita de no mínimo 20 cm e espessura de 10 cm. O horizonte concrecionários deve conter no mínimo 50% de material grosseiro e pelo menos 30 cm de espessura (Embrapa, 2018). A origem desses materiais ferruginosos está relacionada a presença de argila, ferro e alumínio e ausência de matéria orgânica, associados à flutuação do lençol freático ou em solos que apresentam drenagem restritiva, sendo relacionado a períodos longos de umedecimento e secagem (Benedetti et al., 2011; Garcia et al. 2013).

São encontrados em ambientes de relevos planos, terços inferiores das encostas (Anjos et al., 2007). A mineralogia predominante é a caulinítica e oxídica com argila de baixa atividade, porém na região Amazônica tem sido relatado Plintossolos com argila de alta atividade (CTC estimada da fração argila maior que 27 cmolc kg⁻¹ de argila) (Lima et al., 2006). São solos ácidos com teores elevados de saturação por alumínio e baixo teor de bases trocáveis, a granulometria pode variar de siltosa a argilosa (Dos Anjos et al., 2007).

Os Gleissolos foram encontrados em todas as sub bacias, sendo a de maior abrangência a bacia do Xingu, 23.260,1 Km², seguindo pela Bacia do Tocantins-Araguaia 3.981,5 km², bacia Tapajós 2.135,28 km², e em menor expressão a bacia do Guamá 1.751,41 km². Os Gleissolos são solos minerais, hidromórficos com horizonte glei iniciando dentro dos 150 cm da superfície. São formados em condições de saturação de água, em áreas de várzeas ou planícies inundáveis. A saturação de água pode ocorrer de forma permanente ou periódica. Esses solos podem apresentar fertilidade alta ou baixa e textura variando de arenosa a argilosa. As variações nos atributos físicos, químicos e morfológicos são atribuídos principalmente às características dos sedimentos que deram origem e os nutrientes aportados pelas águas dos rios (Guimarães et al., 2013; Lopes et al., 2006). São solos

mal drenados, coloração acinzentada, cinzenta, com mosqueado amarelados ou avermelhados (Embrapa, 2018). Na mineralogia desses solos pode ser encontrados minerais 1:1 ou 2:1, com a presença de vermiculita, montmorilonita, illita e caulinita (Souza et al., 2018; Guimarães et al., 2013). A variação na assembleia de minerais que compõem esses solos está provavelmente associada a diversidade de sedimentos, oriundos diversas partes da paisagem (Souza et al., 2018).

Os cambissolos são solos pouco desenvolvidos, com presença de minerais primários. Podem ser eutróficos ou distróficos, apresentam baixa permeabilidade. Normalmente encontrados em relevos ondulados e montanhosos, podendo ser encontrados em relevos planos sofre influência do lençol freático (Embrapa, 2018).

Formas de uso e cobertura do solo

Entre as formas de cobertura e uso da terra predominante no estado do Pará, a pastagem com manejo é a mais expressiva, ocupa uma área total de 119.445,54 km², sendo 14.313,2 km² na sub-bacia do Guamá (RH Costa Atlântica-Nordeste), 7.994,64 km² na do Tapajós, 63.794,8 km² na Tocantins-Araguaia e 57.784,0 km² na do Xingu.

A pecuária bovina na Amazônia tem nas pastagens cultivadas a sua principal fonte alimentar (Peron e Evangelista, 2004). Essa atividade tem exercido pressão de desmatamento sobre as extensas áreas de floresta na região Amazônica (Ivanauskas et al., 2004). Infelizmente, muitas das áreas de pastagem encontram-se degradadas, muito em função do tipo de manejo inadequado que é adotado. Entre os fatores que contribuem para degradação das pastagens, pode ser citado o superpastejo, má organização e estrutura das pastagens (divisão das parcelas) e ausência de calagem e adubação (Peron e Evangelista, 2004; Dias-Filho, 2011).

O superpastejo promove desfolha exagerada da forrageira e faz com que a rebrota da mesma seja prejudicada, o que deixa a cobertura do solo escassa (rala) e favorece o aparecimento de áreas descobertas (Dias-Filho, 2017). A ausência de cobertura vegetal contribui para uma maior compactação do solo e formação de crosta superficial (selamento), o que reduz a taxa de infiltração da água (Parente & Maia, 2011). Essas

modificações biofísicas contribuem com os processos erosivos, principalmente nas partes mais íngremes do relevo, como os encontrados em Argissolos, Cambissolos Neossolos Litólicos e Nitossolos.

As áreas de mosaico de ocupações em áreas florestais é a segunda forma de uso e cobertura do solo predominante. Nessas áreas predomina a agricultura extensiva, com adoção do sistema de corte e queima, principalmente por pequenos produtores. As queimadas provocam modificações físicas, químicas e biológicas no solo (Correa et al., 2017). As queimadas reduzem a porosidade do solo, principalmente a macroporosidade, o tamanho dos agregados e consequentemente reduz a infiltração e aumenta densidade e resistência a penetração, fatores que contribui com a erosão (Redin et al., 2011). As queimadas também reduzem os teores de matéria orgânica, acelera a mineralização dos nutrientes, que em condições de elevadas precipitações, como na região Amazônica, favorece as perdas por erosão e lixiviação (Dick et al., 2008; Redin et al., 2011).

A Silvicultura ocupa uma área de aproximadamente 611,7 km², sendo a região do nordeste paraense, bacia do Guamá que ocupa a maior área cultivada, 529,4 km².

Entre os processos de degradação do solo, a erosão é a que mais reduz a capacidade produtiva dos solos e aumenta o aporte de sedimentos e poluentes para os corpos de água (Cuiabano et al., 2017). A camada superficial do solo, é geralmente rico em nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), quando o solo é erodido, esses nutrientes são perdidos. A camada superficial do solo contém cerca de três vezes mais nutriente do que o solo de subsuperfície, por isso a erosão é um dos fatores de degradação. Como meio de compensar os danos causados com a perda de solos e nutrientes, os produtores usam grandes quantidades de fertilizantes nos sistemas agrícolas, além dos agrotóxicos. O uso de fertilizantes e agrotóxicos podem contaminar a água de superfície e de subsuperfície com poluentes orgânicos como os organoclorados e os metais pesados (Zuazo et al., 2011).

A suscetibilidade à erosão varia entre os tipos de solos e práticas de manejo adotado. Os Argissolos, por exemplo apresentam permeabilidade

mais baixa do horizonte B em detrimento aos horizontes superficiais devido o maior teor de argila. Essa condição favorece o escoamento superficial da água e pode provocar a lixiviação de sais, moléculas orgânicas residuais provenientes de agrotóxicos, além disso pode provocar o arraste de material particulado desagregado.

Os Latossolos apresentam baixa erodibilidade devido serem profundos e ocorrem predominantemente me relevos planos, porém por apresentar alta permeabilidade e a baixa CTC, pode lixiviar sais e dependendo da intensidade de uso e das formas de manejo pode ocorrer erosão (Ker, 1997). Os Nitossolos também apresentam baixa erodibilidade, devido os teores elevados de argila, óxidos de ferro e boa permeabilidade. Porém quando encontrado em áreas mais declivosas e com teores elevados de silte podem sofrer erosão.

Os Gleissolos, Neossolos Flúvicos e Plintossolos, como são solos localizados em áreas de várzeas, relevos planos e no caso dos Plintossolos nos topos das encostas apresentam baixa erodibilidade. No entanto, devido aos riscos de inundação, pode haver contaminação dos recursos hídricos, quando nestes ocorrem atividades agrossilvipastoris com uso de agroquímicos. As principais atividade agrícolas nesses solos são as culturas de ciclo curtos e pastagem (Lopes et al., 2006).

Os Neossolos Litólicos por apresentarem pouca profundidade e estarem associados a relevos declivosos apresentam elevada suscetibilidade a erosão (Embrapa 2018). A predominância de partículas no tamanho areia e silte nesses solos também contribui para alta erodibilidade. O silte e a areia fina, possui massa reduzida e pouca propensão a formar agregados, sendo facilmente desprendida e arrastada pela água (Júnior et al., 2009). Assim, sistemas intensivos e com uso e manejo inadequados, como as pastagens extensivas e agricultura de corte e queima, predominantes na Amazônia, podem contribuir com a degradação do solo e causar prejuízos à sustentabilidade do mesmo (Cuiabano et al., 2017).

Os Neossolos quartzarênico, mesmo apresentando elevada profundidade, mais de 150 cm, e elevada permeabilidade (Embrapa, 2018), apresentam baixa coesão entre as partículas, o que os torna de alta erodibilidade (Sales et al., 2010). A elevada permeabilidade também contribui

com as perdas de poluentes. Mesmo sendo considerados de baixa aptidão agrícola, estes solos vêm sendo usado para implantação de pastagem e produção de grãos, principalmente na bacia do Alto Xingu (Frazão et al., 2008).

Rios amazônicos e suas características: Território paraense

A seguir serão descritas as principais características de rios contribuintes (diretos e indiretos) do [1] rio Amazonas (por ordem de extensão - Km), além do próprio, pertencentes às RH's do Estado do Pará, a saber o rio [2] Araguaia; [3] rio Tocantins; [4] rio Xingu; [5] rio Tapajós; [6] rio Jari e [7] rio Guamá (Fig. 7).

Fig. 7. Fotos do: [1] Rio Amazonas (Fonte: <https://tramp.com.br>); [2] Rio Araguaia (Fonte: www.xapuri.info); [3] Rio Tocantins (Fonte: www.diocesedemaraba.com.br); [4] Rio Xingu (Fonte: www.socioambiental.org/pt-br); [5] Rio Tapajós (Fonte: www.folha.uol.com.br); [6] Rio Jari (Fonte: www.oglobo.oglobo.com.br); [7] Rio Guamá (Fonte: www.flickr.com).

Rio Amazonas

O rio Amazonas nasce no Nevado de Mismi, Cordilheira oriental dos Andes peruanos, entre as cidades de Cuzco e Arequipa, a aproximadamente 5.300 m de altitude, a montante do rio Apurimac, que formará o rio Ucayali. Ainda no Peru, este recebe as águas dos rios Marañon e Napo. A partir da fronteira brasileira, o rio “Amazonas” é chamado de Solimões (Melo, 2012). O rio Negro nasce sob a denominação de rio Chamusiqueni, na Colômbia, à mais ou menos 1.660m de altitude, sendo denominado depois como rio Guainia, e posteriormente, para rio Negro, após receber as águas do Canal de Cassiquiare (Melo, 2012).

Ambos os rios possuem vastas planícies com características diferentes a respeito do relevo, climas e tipos de rochas que definem a qualidade de suas águas e as cargas sólidas. Ambos percorrem centenas de quilômetros antes de se encontrarem (Franzinelli, 2011). De acordo com Sioli (1984), a “água branca” do Solimões deve a sua cor e o aspecto turvo aos sedimentos em suspensão: argila, silte e areia fina no período de enchentes, chegando a 165 mg.L^{-1} , contra 37 mg.L^{-1} nas épocas de seca. Quanto ao rio Negro, suas águas são o reflexo da decomposição de matéria orgânica, liberando ácidos húmicos, além dos óxidos de ferro dissolvidos ali presente, conferindo acidez e cor marrom avermelhada às águas. Na confluência de ambos os rios, a distinção nas cores do rio Amazonas, ou seja, a separação visível que ocorre no encontro das águas, se dá pela diferença de temperatura e densidade provenientes dos rios Negro e Solimões, o que somente se normaliza após quilômetros à jusante do encontro das águas.

Na região do Município de Manaus, o rio Solimões juntamente com o rio Negro formam o rio Amazonas (denominação definitiva). O rio Amazonas, lança suas águas no Oceano Atlântico aproximadamente ao nível da linha do Equador, na altura de 50°W de longitude. A Região Hidrográfica do Amazonas ocupa uma área de $6.925.674 \text{ Km}^2$, levando em consideração desde as nascentes até a foz. O curso principal do rio Amazonas possui uma extensão com mais de 6.000 Km (MMA, 2006). Destacam-se como tributários do rio Amazonas, pela margem direita, os rios Javari, Juruá, Jutai, Purús, Madeira, Tapajós e Xingu e, pela margem esquerda, os rios Iça, Japurá, Negro, Uatumã, Nhamundá, Trombetas e Jari (MMA, 2006).

Segundo Molinier et. al (1991; 1996), quanto ao clima da região, por onde passa o rio Amazonas, genericamente, pode ser classificado como variando de úmido a superúmido, sendo isso relacionado com a intensidade média anual de chuvas, por volta de 2.460 mm. Quanto à temperatura, na porção brasileira, a média situa-se entre 25° e 29°C, em contraste com as temperaturas médias anuais próximas de 0°C na Cordilheira dos Andes. Quanto à cobertura vegetal, na Amazônia, esta varia de uma cobertura baixa em altitude (na porção andina) até a floresta tropical úmida. De acordo com Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2006), no contexto da densa floresta tropical Amazônica, destacam-se as matas de terra firme, florestas inundadas, várzeas, igapós, campos abertos e cerrados.

Rio Araguaia

A bacia do rio Araguaia possui uma área de 86.109 Km², situando-se no noroeste do Estado de Goiás. O rio Araguaia nasce na serra dos Caiapós, na divisa com o Estado de Mato Grosso, a 850 m de altitude, percorrendo uma extensão de 2.115 Km, com a sua foz no rio Tocantins, no Estado do Pará. Sua bacia de captação e drenagem totaliza 382.000 Km², sendo o principal rio de drenagem do cerrado brasileiro. A bacia do Araguaia pertence a um grupo de três grandes sistemas savânicos de inundação ao sul da bacia Amazônica. Destas, a do Pantanal é a mais conhecida e melhor estudada. O rio das Mortes é o principal afluente do rio Araguaia, e antes de se encontrarem, apresenta um cinturão de meandros que desenvolve-se numa direção paralela ao rio principal por cerca de 380 Km (IMB, 2003; Irion et al., 2016).

A vegetação na área de influência do rio é constituída por grandes extensões de vegetação do Cerrado, áreas inundáveis e de transição para Floresta Tropical Úmida da Amazônia. O clima é de natureza continental tropical, não sofrendo o efeito direto da confluência intertropical. Apresenta-se semi-úmido podendo chegar à úmido, característico de savanas tropicais, apresentando de 4 a 5 meses de seca. A bacia do Araguaia apresenta precipitação média anual de 1.600 mm. O período chuvoso ocorre entre novembro e abril, sendo o período seco de maio até outubro. Quanto à temperatura, em latitudes mais altas, os valores se encontram entre 24 a 25

°C. A vazão média anual do Araguaia, baseada na série histórica das estações e alto e do baixo cursos varia de 626 a 6.029 m³/s. A produção de sedimentos em suspensão estimada para a bacia pode ser considerada baixa, aproximadamente 49 ton/Km²/ano. O rio Araguaia é considerado um rio de águas claras, com baixas concentrações de nutrientes, íons e sedimentos (Sioli, 1968; Eletrobrás, 1992; IBM, 2003; Moraes et al., 2005; Latubresse et al., 2006).

Rio Tocantins

O rio Tocantins possui sua nascente no Planalto de Goiás, por volta de 1.000 m de altitude, sendo formado pelos rios Maranhão e Das Almas. Sua extensão total chega a 1.960 Km, com sua foz na Baía de Marajó, próxima de Belém do Pará, chegando no oceano Atlântico. Seu principal contribuinte é o rio Araguaia. Na margem direita do rio Tocantins os principais rios são: Bagagem, Tocantinzinho, Paranã, dos Sonos, Manoel Alves Grande e Farinha; na margem esquerda: rios Santa Teresa e Itacaúnas (ANA, 2002; MMA, 2006; Oliveira, 2010).

O Rio Tocantins faz parte da RH Tocantins-Araguaia, sendo o clima tropical, com temperatura média anual de 26 °C, e dois períodos climáticos bem definidos: chuvoso, de outubro a abril (90% da precipitação), e o seco, de maio a setembro, com baixa umidade relativa do ar. A precipitação média é de 1.869 mm/ano, com máxima de 2.565 mm/ano no litoral do Pará, enquanto a evapotranspiração real média é de 1.371 mm/ano. O rio Tocantins possui uma taxa de descarga de 13.598 m³/s (9% do total nacional). (ANA, 2002; MMA, 2006; Oliveira, 2010).

A região caracteriza-se pela presença da Floresta Amazônica ocupando a porção norte e noroeste da região, correspondendo a 35% da área total, e o Cerrado que ocupa os 65% restantes. No Alto Tocantins e Araguaia, prevalece o Bioma Cerrado, enquanto no Baixo Tocantins, domina o Bioma Amazônia. À nordeste da unidade hidrográfica encontra-se uma pequena porção do ecótono Cerrado-Caatinga. Na região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia são encontradas as seguintes regiões fitoecológicas: *Domínio Amazônico*: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta;

Domínio Extra-Amazônico: Floresta Estacional Decidual e Semidecidual e Savana (ANA, 2002; MMA, 2006; Oliveira, 2010).

Quanto à qualidade de suas águas, assim como no rio Amazonas, nas épocas de cheia ou após chuvas torrenciais, a transparência não ultrapassa pouco centímetros, uma vez que suas águas ficam carregadas de materiais em suspensão, tanto de origem orgânica quanto inorgânica, com aspecto barrento, ou de águas brancas (Peixoto, 2001).

Rio Xingu

A Região Hidrográfica do Rio Xingu (RHRX) é composta por 4 sub-regiões, incluindo a do Rio Fresco, no município de São Félix do Xingu, ocupando uma área de 315.000 Km² (25,1 % do Estado) (SEMA, 2010; Ribeiro et al., 2017).

O Rio Xingu, pertencente à Bacia Amazônica, nasce no Estado do Mato Grosso, no Bioma Cerrado e Savana Tropical, cruzando o Estado do Pará rumo ao norte da Amazônia, onde desemboca no Rio Amazonas, sendo um de seus maiores afluentes. Sua bacia possui uma área com cerca de 530.000 Km², largura média de 350 Km, 1.980 Km de extensão e uma vazão média entre 2.582 a 9.700 m³/s. A rede de drenagem está inserida, de forma geral, paralelamente entre grande parte dos afluentes, seguindo o curso em função da declividade geral da bacia. O Rio Xingu corre paralelamente aos rios Tapajós e Tocantins. O Rio Xingu possui como cobertura vegetal floresta tropical densa, com clima característico tropical úmido. Quanto à pluviosidade, varia de 1.750 a 3.500 mm por ano. o Rio Xingu transporta quantidades insignificantes de sedimento em suspensão, mesmo com a considerável área de drenagem e enorme descarga de água. A produção de sedimento se encontra em torno de 17.8 t/Km² (Castilho e Buckup, 2012; Latrubesse et al., 2005).

Em uma análise pontual, realizada no município de São Félix do Xingu, a turbidez da água do Rio Xingu foi apontada como relativamente baixa, em torno de 1.96 NTU (unidade de turbidez: dados não publicados pelo autor). Sendo assim, suas águas são consideradas limpas e transparentes (Rodrigues-Filho, 2015).

Rio Tapajós

O rio Tapajós é formado pela confluência do rio Teles Pires com o rio Jurema, na fronteira entre o Estado do Pará com Mato Grosso. No Pará, o rio faz parte da RH do Tapajós. A sua bacia está distribuída pelos Estados de Mato Grosso, Pará, Rondônia e Amazonas, ocupando uma área total de 492.263 Km². O rio possui uma extensão de 800 Km até desaguar no rio Amazonas. Antes do encontro geral das águas, são as do Amazonas que se intrometem pelas de seu afluente. As águas barrentas formam ali manchas claras e distintas, e a medida que se aproximam do Amazonas vão se aumentando, até se confundirem. É notável a presença dessa porção d'água bruscamente distinta das águas negras, formando como que um pano preto manchado de pardo (Rodrigues, 1875). Esse fato se dá pela diferença de densidade entre as águas de ambos os rios, impedindo a mistura imediata.

As águas do rio Tapajós são as mais claras da região do Amazonas, podendo a visibilidade chegar a 5 metros de profundidade. Esse fato se deve à baixa concentração de sólidos em suspensão e dissolvidos, levando a uma baixa condutividade. Durante o trajeto descendente do rio Tapajós, o terreno é bastante acidentado, e os cursos de água apresentam várias quedas d'água, corredeiras e cachoeiras. Em seu trecho mais baixo, antes de encontrar com o Amazonas, apresenta-se como uma planície aluvial bastante larga, com as margens arenosas. O clima da região da bacia do rio Tapajós-Jurema se caracteriza como quente e úmido, com um período de baixas precipitações, entre julho e dezembro, alternando com um período de altas precipitações, entre janeiro e junho. A precipitação média anual, na região, apresenta grande variação, com média na cidade de Santarém de 2.100 mm e 1.500 mm na chapada dos Parecis (Espírito-Santo et al., 2005; MMA, 2011; Scoles et al., 2016).

Rio Jari

O rio Jari faz a divisa natural dos Estados do Pará e Amapá, sendo um dos contribuintes do rio Amazonas, pela margem esquerda. Sua bacia hidrográfica situa-se na região Amazônica. De forma geral é caracterizado por ter um grande sistema de bacia de drenagem, possuindo

aproximadamente 57.000 Km² de área, muita chuva, e “marés” provenientes do rio Amazonas. O rio possui cerca de 800 Km de comprimento, dos quais 110 Km são navegáveis com a possibilidade de acesso a navios longos (baixo rio Jari). A vegetação regional é constituída de plantas características de florestas de várzea, e áreas alagadas com herbáceas, compostas principalmente por espécies de macrófitas (Abreu e Cunha et al., 2015; Oliveira et al., 2017).

O rio Jari apresenta características de águas pretas em sua porção à montante da Usina Hidrelétrica do Santo Antônio do Jari (UHESAJ), e águas claras à jusante, sob a influência do rio Amazonas, Estima-se, para o rio, uma média de vazão de aproximadamente 30 m³/s nos períodos de seca, podendo alcançar, nos períodos úmidos, valores de até 3.500 m³/s. Baseado em dados de precipitação (1968-2012), a variação média anual de precipitação varia de 1.950 mm (norte da bacia) a 2.550 mm (sul-sudeste), com suaves variações geoespaciais na direção norte (Silveira et al., 2014; Abreu e Cunha, 2015).

Rio Guamá

A capital Belém-PA é representada por dois grandes corpos hídricos: a baía do Guarujá e o rio Guamá, fazendo este último parte do complexo Hídrico do Utinga, manancial que abastece a cidade. O Rio Guamá nasce na serra dos Coroados, correndo na direção sul-norte até a cidade de Ourém, situada em sua margem direita, e segue para oeste, onde se encontra com o rio Capim. O Rio Guamá antes de se encontrar com a baía do Guarujá, sofre uma inflexão para o norte alcançando 29 Km, até o encontro com o rio Maguari. Em Belém, a largura média do rio é de 2.450 m, enquanto no trecho anterior, rumo ao norte, a largura média é de 4.200 m. Sua extensão é de 700 Km, sendo um dos afluentes do rio Pará. O Rio Guamá é influenciado pelas marés oceânicas, além de receber constantemente sedimentos da baía de Guajará (águas barrentas) e, temporariamente, salobras no ápice do verão. Devido à amplitude das oscilações do nível da água, parte das ilhas na região são alagadas, ocorrendo a elevação do nível da água dos canais. Na confluência entre o Rio Guamá com os Rios Capim, Moju e Acará ocorre o fenômeno da Pororoca. A precipitação da região apresenta um

comportamento típico de áreas tropicais de alta pluviosidade (Braz e Mello, 2005 apud PMB, 2001; Gregório e Mendes, 2009; Monteiro et al., 2009).

A vegetação da região é formada por florestas secundárias e capoeiras. As condições climáticas podem ser classificadas como um clima equatorial quente e úmido, característica da floresta tropical úmida. A umidade relativa do ar possui uma média de 85% (Santos et al, 2014).

Alteração na qualidade da água

Parâmetros de Qualidade

A qualidade da água de um rio é uma variável dependente das características naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. A alteração das características físico-químicas da água pode ser relacionada aos grupos dos compostos orgânicos e inorgânicos, bem como aos processos naturais e antropogênicos (Duarte et al., 2017). Dentre os contaminantes orgânicos, destacam-se os efluentes originados dos esgotos domésticos e os inorgânicos, componentes sintéticos do setor industrial e agrícola (Moreira et al., 2007). Os processos naturais incluem o material recebido pelos corpos fluviais de processos naturais como intemperismo, já a intervenção antrópica decorre dos diferentes tipos de uso do solo.

As alterações nos parâmetros da qualidade da água podem ser físicos (sólidos suspensos, turbidez e sólidos totais), químicos (pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)) e microbiológicos (Coliformes totais e Coliformes Fecais) (BRASIL, 2005). Os poluentes também são classificados como orgânicos e inorgânicos, sendo os orgânicos aqueles relacionados a esgotos domésticos e industriais, e os inorgânicos, os metais pesados, devido à toxicidade dos mesmos (Clemente et al., 2013). Esses metais ocorrem naturalmente nos corpos hídricos, porém na maioria dos casos são oriundas de fontes antropogênicas (Silva et al., 2018).

Os parâmetros físicos, cor e turbidez, estão diretamente ligados a processos erosivos superficiais ou de canal fluvial. Os sedimentos apresentam capacidade de acúmulo de elementos químicos em suspensão que podem ser detectados na forma dissolvida ou na forma coloidal, e estão relacionados ao tipo de solo, uso, manejo e transporte do mesmo. Estes

parâmetros indicam a capacidade que a luz tem de penetrar na água, sendo um parâmetro importante, pois quando alterado dificulta a alimentação e desenvolvimento dos peixes, bem como sinal de eutrofização no rio (Luiz et al., 2012).

A DQO é o parâmetro químico que indica a quantidade de matéria orgânica que possui uma amostra, baseando-se na concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não. A DBO determina indiretamente a concentração de matéria orgânica biodegradável através da demanda de oxigênio exercida por microrganismos através da respiração (Thebaldi et al., 2011). O pH é uma variável abiótica importante nos ecossistemas aquáticos, indica a acidez, basicidade ou neutralidade do corpo hídrico (Fritzsens et al., 2009). Os parâmetros biológicos estão associados à presença de compostos orgânicos e contaminantes fecais no sistema, os quais são oriundos de esgotos domésticos e industriais (Siqueira et al., 2012).

No Brasil, a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), Lei 9.433 de 08 de janeiro de 1997, protege e define padrões e critérios de uso das águas. A classificação dos corpos hídricos e as diretrizes para a classificação dos corpos hídricos (classes de uso), assim como os padrões de qualidade e para o lançamento de efluentes, estão dispostas na resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).

Principais atividades e seus impactos na água

Com o crescimento populacional e industrial, as bacias hidrográficas vêm sofrendo grandes impactos ambientais. No estado do Pará algumas atividades apresentaram crescimento exponencial nos últimos anos, como a pecuária e pastagem com manejo, agricultura extensiva e intensiva e a mineração, além dos esgotos domésticos (MMA, 2006). Essas atividades causam danos irreversíveis ao ambiente aquático, comprometendo a fauna e a flora, bem como causando sérios problemas de saúde na população local (Abreu e Cunha, 2015).

Mineração

O setor de mineração é um dos setores que mais cresce no estado do Pará, onde se encontram as duas maiores jazidas da região: A Oriximiná, grande exportadora de bauxita e a serra dos Carajás no sudoeste do estado, que é uma das maiores do mundo, e possui a produção do minério de ferro com maior pureza, além de manganês, cobre, bauxita, ouro, níquel, estanho e outros. De acordo com o Simineral (2019), 88% das exportações do estado no ano de 2018, são de industriais de Mineração. No Pará também está localizada a Serra Pelada, o maior garimpo a céu aberto do mundo, desta mina foram extraídos 56 toneladas de ouro até o ano de 1992 (Mathis, 1995). Além destes, existem muitos garimpos ilegais, distribuídos pelo estado.

Os garimpos normalmente encontram-se próximos a rios devido à necessidade de água no processo de mineração. Os recursos hídricos são utilizados em várias etapas, dentre elas, a lavra, beneficiamento, transporte dos minérios, aspersão de pistas e praças para controle de poeira e na lavagem de equipamentos (ANA, 2006). Como consequência destes usos, a qualidade das águas dos rios e reservatórios da mesma bacia, a jusante do empreendimento, é comprometida.

Muitos parâmetros de qualidade da água são alterados, ocasionados pela presença de sedimentos em suspensão e por substâncias lixiviadas ou oriundas dos rejeitos da mineração, estes últimos são fontes de contaminação ambiental devido à presença de metais pesados.

De acordo com Mechi; Sanches (2010) e Souza-Filho *et al.* (2015) as atividades de mineração causam supressão de vegetação e degradação de matas ciliares, perda de sedimentos, lançamento de efluentes in natura, lixiviação de poluentes, acidentes com liberação de poluentes (ex: rompimento de barragens de rejeitos), impactando no assoreamento dos rios do entorno da mina e na poluição das águas superficiais e subterrâneas (acidificação, aumento da Demanda Bioquímica de Oxigênio, queda do Oxigênio Dissolvido, cor, turbidez, metais pesados, salinização, eutrofização etc.). Na Fig. 8, pode-se observar o assoreamento do Rio Sereno, decorrente da atividade extrativa na Serra Pelada. Este é afluente do Rio Itacaiúnas que é afluente do Rio Tocantins na sede do município de Marabá-PA.

Fig. 8. Assoreamento do Rio Sereno, causado pelo garimpo de Serra Pelada. Fonte: Teixeira (2020).

Em um estudo recente, realizado no Rio Xingu e no seu afluente, Rio Fresco, no município de São Félix do Xingu, Ribeiro *et al.*, (2017) identificaram a presença do semi metal Arsênio (As) e o metal cobre (Cu) na água, em amostras de sedimentos foram detectados os metais Níquel (Ni) e Cromo (Cr) e no solo da região de mineração ilegal os metais Chumbo (Pb), Cr, e Ni. Todas as amostras apresentaram concentrações maiores que o limite imposto na legislação. De acordo com Salomons (1995), os elementos solubilizados de rejeitos, se atingirem os cursos d'água, podem impactar negativamente áreas localizadas a centenas de quilômetros da mineração.

Agricultura e Pecuária

O setor Agropecuário do Pará vem apresentando crescimento nos últimos anos, e recebendo reconhecimento no cenário nacional. O crescimento está atrelado ao clima, água abundante e terras com valores acessíveis. O rebanho bovino do Pará está entre os cinco maiores do Brasil e a plantação de soja aumentou 700% nos últimos dez anos, segundo o Boletim Agropecuário do Pará (FAPESPA, 2017). Estes números são animadores no contexto econômico, porém no contexto ambiental a realidade é diferente.

A principal atividade da Amazônia responsável pelo desmatamento é a pecuária. Este fato se deve a criação extensiva do gado bovino, com apenas uma cabeça/hectare⁻¹ (Rivero et al., 2009). A agricultura e a pecuária são as duas atividades primárias que lançam a maior parte de substâncias contaminantes na água. A atividade agrícola pode causar sérios problemas ambientais causando a poluição hídrica pelo uso de agrotóxicos e pela erosão do solo. Já a Pecuária, pode causar alteração na qualidade das águas por meio dos despejos de seus efluentes e por meio do uso de fertilizantes nas pastagens (Souza, 2017).

Segundo o ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2014), qualquer agrotóxico que seja utilizado, independente da forma de aplicação, atingirá o solo e a água, seja pela ação dos ventos ou pela água da chuva. Após o contato destes compostos com os corpos hídricos, os resíduos de agrotóxicos, pesticidas e nutrientes podem se ligar aos materiais em suspensão e precipitar, além de também serem absorvidos por organismos aquáticos e causar a bioacumulação (Silva & Santos, 2007).

Estudos recentes mostram que os agrotóxicos são transportados para diferentes distâncias nos rios, dependendo do estado físico do composto, velocidade do fluxo do rio e da estabilidade. Mendes et al., (2019), estudaram a presença de diclorodifeniltricloroetano (DDT) e mercúrio (Hg), em cinco espécies de peixes, e no sedimento superficial em 14 locais de amostragem do rio Iriri, afluente do Rio Xingu. Foram encontrados quantidades significativas de DDT e Hg em todos os pontos. Nos peixes apenas em um ponto a quantidade foi maior que a recomendada pela organização mundial da saúde. Nos sedimentos, foram detectadas quantidades significativas, indicando um acúmulo progressivo nestes locais.

Pignati et al. (2018), estudaram a presença de pesticidas organoclorados em organismos aquáticos na bacia do Rio Xingu. Foram analisadas amostras de fígado, músculo e tecido adiposo de cinquenta espécies de tartarugas (*Podocnemis unifilis*) importante fonte de proteínas dos ribeirinhos e povos indígenas da Amazônia. Foram analisados quatorze pesticidas, sendo que o DDT foi o mais predominante e com maior concentração. Este indicativo ressalta o uso destes pesticidas na região e a acumulação destes nos ambientes aquáticos.

Impactos ecológicos

A degradação ambiental ocasionada pelas atividades antrópicas, anteriormente citadas, se manifestam de diversas formas na estrutura e funcionamento dos ambientes de aquáticos e terrestres nas bacias hidrográficas. Diversas são as fontes e formas de impactos que ocorrem nestes ecossistemas, nesta seção iremos focar e exemplificar no que diz respeito ao represamento de rios, desmatamento de áreas florestais e superexploração da fauna.

Quando se fala em impactos em bacias hidrográficas, talvez o represamento seja a primeira coisa que venha a cabeça, seja por se tratar de uma alteração diretamente no corpo hídrico, ou por ser um empreendimento de proporções gigantescas. Ao direcionarmos nossa atenção para Amazônia, mais especificamente o estado do Pará, a primeira menção que vem a cabeça da maioria das pessoas é a usina hidrelétrica (UHE) de Belo Monte, apesar de existirem 25 outras usinas que também causam impactos na região, sem contar as Centrais Geradoras Hidrelétricas (CGH) e Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) (ANA, 2020). De fato, estes grandes empreendimentos hidrelétricos causam impactos ecológicos onde são instalados e compõem um assunto quase inesgotável. Apesar de não fazer parte do senso comum, as UHEs são responsáveis pela emissão de gases do efeito estufa, principalmente o metano, e influenciam nas mudanças climáticas (Fearnside, 2002; 2016). A emissão de metano ocorre em muitos locais e momentos das usinas, seja pela decomposição de matéria orgânica das florestas inundadas, explosão populacional seguido de alta mortalidade das macrófitas aquáticas, ou mesmo pela abrupta variação de pressão na água ao passar pelas turbinas (Fearnside, 2002; Kemenes et al., 2007; Fearnside & Pueyo, 2012). Porém essa questão é pouco considerada nos estudos de impacto ambiental para construção das UHEs, o que, junto com todos os impactos na fauna e flora local, bem como sociais, torna esta forma de produção de energia nem sustentável, nem limpa (Fearnside, 2016).

Para além das mudanças climáticas, a construção de represas, levam à transformações muito significativas na estrutura dos rios. A alteração mais evidente é a transformação de um ambiente lótico em um ambiente lântico, assim toda a dinâmica de estratificação e sedimentação do rio à montante da

represa é alterada, enquanto que jusante é observado um menor carreamento de nutrientes e vazão de água, ambos barrados na represa (Brandt 2000). Como a entrada de material orgânico alóctone tem grande importância para os rios, essa redução de carreamento de nutrientes altera a estrutura trófica dos rios com consequências em diversas interações ecológicas. No rio Tocantins (RH do Tocantins-Araguaia), após a construção da UHE de Tucuruí foi observado um maior consumo de peixes como recurso alimentar, e, especificamente na seção jusante, menor contribuição do plâncton como recurso alimentar, levando à uma inversão da importância da biomassa de peixes piscívoros com os planctônicos e alteração da dieta de algumas espécies (de Mérona et al., 2001). Essas alterações na estrutura trófica de uma teia alimentar podem causar um desequilíbrio ecológico, como por exemplo aumento de fitoplânctons levando à eutrofização da água (Wu et al., 2019).

Certamente não foi coincidência que uma das maiores usinas do mundo, UHE Belo Monte, foi construída no rio Xingu (RH do Xingu), este corpo hídrico é um dos rios de maior potencial hidrelétrico da Amazônia (Camargo et al., 2014). Este represamento reduziu a quantidade de água nos ecossistemas e a dinâmica do rio à jusante da represa, afetando significativamente a região conhecida como a Volta Grande do Xingu, onde vivem o povo Juruna (Yudja). Nesse local existem poços profundos (boiadouros) ocupados pelos tracajás durante a época de cheia, e diversas ilhas fluviais com vegetação em afloramentos rochosos (sarobal, Fig. 9), que se tornam pontos de alimentação de peixes e quelônios (Pezzuti et al., 2018). O sarobal necessita do ciclo de cheia para receber água e manter a vegetação, portanto com a redução da vazão este ambiente fica mais suscetível a secas prolongadas podendo perder sua capacidade de resiliência (Magalhães et al., 2016).

Os sarobais são fonte de diversos frutos, como golosa, figo, sarão e goiabas, o que sustenta uma rede de interações e mantém a diversidade de peixes e quelônios, bem como a reprodução das comunidades biológicas que se reproduzem naqueles micro-habitats (Magalhães et al., 2016; Pezzuti et al., 2018). Desta forma diversos frutos acabam caindo fora da água, onde peixes como o pacu não conseguem acessar, consequentemente reduzindo

sua população e dispersão de sementes desses frutos. Esta quebra na interação entre peixes e frutos pode causar um efeito de cascata em outras espécies, tanto localmente, quanto em outras regiões, pois os peixes frugívoros são alimento de outros animais que por sua vez podem ser alimento de outros animais, ou mesmo exercer muita pressão em outras populações com a redução na diversidade de presas (veja Fig. 10 para exemplo). Combinado a isso, a ausência de locais de reprodução pode inviabilizar a população de diversas espécies levando à uma reestruturação da comunidade, com extinções de algumas espécies, inclusive endêmicas da Volta Grande do Xingu.

Fig. 9. Sarobal é um ecossistema com vegetação que cresce sobre afloramentos de rochas graníticas no leito do rio Xingu. Fonte: Yuri Silva, retirado de Magalhães et. al., 2016.

Como exposto anteriormente, a taxa de desmatamento na Amazônia é muito alta. Nesse contexto, o estado do Pará contribuiu com 34% do desmatamento (148.399 km²) total da Amazônia Legal no período de 1988 a 2018, e, historicamente, o município de São Félix do Xingu é o que mais contribui com o desmatamento (e.g., 18.440 km² de 2000 a 2015) (INPE, 2019). Além dos impactos na qualidade do solo e poluição (Ribeiro et al., 2017), é bem conhecido que o desmatamento acelerado da Amazônia leva a alterações climáticas, como aquecimento global, desregularidade sazonais, alterações significativas de fenômenos climáticos (e.g., El Niño) (Nobre, 2014).

Fig. 10. Esquema hipotético baseado em um modelo trófico da região do Médio Xingu afetado pela UHE Belo Monte. O tamanho dos círculos representa a biomassa dos grupos tróficos, as linhas contínuas representam as interações de predação (sentido amplo), e as linhas tracejadas a separação dos níveis tróficos (1 a 4). O modelo original foi criado baseado em dados prévios à construção da represa e à montante da mesma. É possível observar a inter-relação entre os grupos tróficos e como ao afetar um desses pode levar a consequências às populações dos demais, uma vez que os organismos estão conectados direta- ou indiretamente. Fonte: Modificado de Camargo et al. (2014).

Especificamente na bacia do rio Xingu as áreas florestais preservadas estão sobre solos profundos que possuem um grande papel no estoque de água proveniente da chuva, reduzindo assim a diferença hídrica entre as estações seca e chuvosa, o que permite a manutenção florestal durante períodos prolongados de seca, cada vez mais comuns com as consequências do desmatamento no clima (Panday et al., 2015). Porém, esta área, como diversas outras nas bacias hidrográficas do Pará, sofrem muita pressão para o avanço da agropecuária com supressão da vegetação nativa, o que pode eliminar esse efeito “tampão” da vegetação e ser ainda mais crítico nessa região da Amazônia Oriental por ser uma zona de transição entre o Cerrado e a Floresta Amazônica e particularmente vulnerável às mudanças climáticas (Coe et al., 2013). Além disso, tratamos especificamente da bacia do rio Xingu, outras regiões sofrem bastante com esses impactos, já que o solo não apresenta uma capacidade de retenção da água tão elevada.

Para muitas pessoas a Amazônia é um ecossistema florestal homogêneo, porém esta não é a realidade (de praticamente nenhum bioma). Existem diversas formações vegetais de áreas florestais mais fechadas (e.g., Florestas Ombrófilas Densas) e mais abertas (e.g., Campinas), áreas

alagáveis (e.g., Várzeas e Igapós), além de todas as interações com as dinâmicas e variedades geológicas e dos corpos hídricos, como descrito nas seções anteriores. Por exemplo as áreas de várzea e igapó são compostas por uma vegetação em constante aparência de sucessão ecológica, pois estão submetidas às dinâmicas de inundação e carreamento de sedimentos pelos rios, onde as espécies com características de pioneiras e adaptações para inundação estão na porção mais frequentemente inundada e segue-se um gradiente sucessional à medida que se afasta da calha central do rio (Wittmann et al., 2004).

Grande parte da extração de madeira (60-90% na Amazônia central e ocidental) e de produtos não-madeireiros (e.g., frutos, óleos, resinas) é feita em áreas de várzea, além da abertura destas área para utilização de seus solo rico em nutrientes para agricultura e até mesmo ocupação urbana (Costa et al., 2016; dos Santos et al., 2018; Norgaard et al., 2019). Uma das consequências do desmatamento e ocupação das várzeas é o fenômeno conhecido como “terras caídas”, que é o deslocamento de grande massa de solo devido ao processo de erosão fluvial (Fig. 11) (Bandeira et al., 2018). Este fenômeno ocorre por uma combinação de diversos gatilhos, e a retirada da vegetação é apontada como uma de suas causas, pois expõe o solo, alterando a velocidade de infiltração e variação do nível piezométrico, tornando o processo erosivo mais rápido (Bandeira et al., 2018). Além do risco para a população humana, as “terras caídas” impedem que ocorra a regeneração das áreas de várzea e extinguem a dinâmica natural de sucessão ecológica, reduzindo severamente a diversidade de habitats e biológica associada. Esse impacto pode estender-se para outras várzeas mais abaixo do rio, devido ao carreamento e suspensão de sedimentos que causam turbidez na água e aumentam a deposição de sedimentos em margens mais à jusante do rio.

Fig. 11. (a) Um exemplo do fenômeno de “terras caídas” na localidade de São Braz, Porto de Moz, Pará, onde observa-se o enfraquecimento na margem do rio Amazonas, levando à perda de mais de 500 m de terra, causada pela cheia do rio Amazonas em agosto de 2016. (b) Esquema mostrando como ocorre o processo de “terras caídas” durante a inundação. Fonte: Modificado de Bandeira et al. (2018).

Como as áreas alagadas representam uma região de grande entrada de nutrientes no ambiente aquático, a retirada da vegetação tem grandes implicações para a pesca local, já que servem de habitat e área de forrageio para diversas espécies de peixe. Um estudo realizado em uma porção de 260 km do rio Amazonas, próximo à foz do rio Tapajós (RH do Tapajós), demonstrou que a cada 1 km² de vegetação retirada pode corresponder à um decréscimo de até 9% na captura de peixes (Barros et al., 2020). Porém não são apenas os organismos aquáticos que utilizam as áreas inundadas como habitat, uma vez que as florestas de várzea e terra firme exibem uma assíncronia de frutificação, elas funcionam como habitats ecologicamente integrados que são utilizados sazonalmente pela fauna terrestre para obter os recursos necessários em ambos os habitats (Costa et al., 2018). Sendo assim, a degradação e o desmatamento provocado tanto por atividades em terra firme, quanto em áreas alagáveis afeta o movimento e a obtenção de recurso desses organismos, portanto eles necessitam de estratégias de conservação ao nível de paisagem nas bacias hidrográficas, garantindo a heterogeneidade de formações florestais e disponibilidade de recurso (Costa et al., 2018).

Nas bacias hidrográficas do Pará a caça e pesca são atividades comuns entre os povos tradicionais e originários (e.g., bacia do Rio Xingu:

Mesquita & Isaac-Nahum, 2015; Reserva Extrativista do Tapajós-Arapiuns: Oliveira et al., 2005; Reserva Extrativista Ipaú-Anilzinho: Figueiredo & Barros, 2016), o problema é quando essa exploração da fauna passa a ser descontrolada e sem preocupação com a resiliência do ecossistema, como em áreas próximas às regiões urbanas que demandando proteína animal de animais não domesticados (Benítez-López et al., 2017; Tregidgo et al., 2017). Um estudo focando na defaunação causada pela caça de primatas da subfamília Atelinae (i.e., macacos-aranha, macacos-barrigudos e muriquis) e antas ao longo de toda a bacia amazônica demonstrou que, além da preocupação da defaunação em si, existem efeitos em cascata para o ecossistema. Este estudo demonstrou que a ausência de animais dispersores de sementes grandes poderia levar, em média, à perda de 2,5 a 5,8% da biomassa vegetal acima do nível do solo, com alguns lugares com perdas que chega de 26,5 a 37,8% (Fig. 12) (Peres et al., 2016). Isso ocorre porque sem esses dispersores ocorre uma redução na regeneração florestal, pois as sementes predadas antes de dispersadas tornam-se inviáveis, apresentam menor germinação, ou ainda por outros efeitos dependentes da densidade (Wotton & Kelly, 2011). As consequências da defaunação de grandes dispersores (incluindo os peixes nos exemplos das represas) pode ir além das alterações no clima e na rede de interações cadeia trófica citadas, tendo até efeitos evolutivos. As espécies que produzem frutos grandes podem deixar de ter seus frutos dispersados levando à seleção de indivíduos com frutos menores, ou até mesmo a extinção local das espécies (Brodie, 2017). Desta forma as árvores que servem de abrigo para diversos outros organismos e são responsáveis por grande parte do estoque de carbono acima do nível do solo podem desaparecer, não só como consequência do desmatamento diretamente, mas como um efeito indireto da perda de seus dispersores.

Fig. 12. Modelagem da biomassa acima do nível do solo considerando os cenários de perda de grandes primatas da subfamília Atelinae (A) e desses primatas e antas (B) na Amazônia brasileira. Fonte: Modificado de Peres et al. (2016).

Aqui listamos apenas alguns exemplos das consequências dos efeitos ecológicos das atividades antrópicas nas bacias hidrográficas sobre a biodiversidade, cada um desses exemplos gera muitos outros impactos indiretos, sem contar a contaminação dos corpos hídricos, solo e águas subterrâneas. Com essa perspectiva é possível notar a urgente necessidade de buscar-se alternativas de uso sustentável do solo, para manter o funcionamento e manutenção desses ecossistemas, com compromisso e justiça socioambiental.

Perspectivas futuras: Usos sustentáveis do solo e águas mais limpas

Como vimos ao longo deste capítulo, reduzir a conversão de florestas nativas em usos do solo que exploram de maneira agressiva os recursos naturais é um objetivo imprescindível para diminuir os graves impactos na sociobiodiversidade. Esse objetivo se torna ainda mais relevante quando se trata da Floresta Amazônica, o maior remanescente de floresta tropical no mundo, e que se localiza nas fronteiras do arco do desmatamento pelo agronegócio (Farias et al. 2016). No bioma Amazônico, a expansão do agronegócio e, também, da mineração tem levado a uma série de impactos ambientais massivos, tal como altas taxas de perda de biodiversidade e degradação e contaminação do solo e da água (Neill et al. 2013; Barlow et al.

2018), mostrando que o sistema atual de crescimento, produção e exploração dos recursos naturais é insustentável e compromete a integridade de ecossistemas terrestres e aquáticos.

Dessa maneira, se faz urgente a busca e o investimento em uma forma de produção sustentável que reduza ou economize o uso dos recursos naturais, e que não ameace a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos por ela prestados. Assim, pensar na gestão e manejo dos recursos naturais dentro de um contexto de inter-relações entre os sistemas socioculturais e o meio ambiente físico é essencial nessa busca pelos usos sustentáveis dos recursos naturais renováveis. As medidas de usos de solo e água de maneira mais sustentável se mostram mais eficazes quando incluem as comunidades tradicionais e locais nas iniciativas e políticas públicas. Nesse sentido, abaixo, apontamos as principais práticas de usos do solo e da água doce que se enquadram como alternativas sustentáveis às atuais práticas de exploração intensiva dos recursos naturais, principalmente no estado do Pará.

Sistemas Agroflorestais

Os Sistemas Agroflorestais (SAFs) são uma prática milenar na Ásia e América Latina de produção agrícola sustentável que incluem a permanente proteção e conservação do solo, e um sistema mais favorável para os processos biológicos (Nair, 1989). Os SAFs são, então, uma forma de uso tradicional do solo nas quais espécies de árvores ou arbustos (elementos florestais) são cultivadas associadas a espécies agrícolas anuais e/ou com animais, simultaneamente ou sequencialmente, numa combinação espacial e/ou temporal visando obter sustentabilidade ambiental, socioeconômica e cultural (Farrell & Altieri, 2012). Estruturalmente, os SAFs podem ser classificados em 4 grupos: agrossilviculturais, sistemas silvipastoris, sistemas agrossilvipastoris e sistemas de produção florestal de múltiplo uso.

Nas práticas de SAFs, o uso de agroquímicos e erosão do solo são reduzidos, o que diminui a poluição de rios, riachos e córregos pela atividade agrícola. Isso acontece porque os SAFs apresentam a característica ecológica de conservar a estrutura e matéria orgânica do solo e, conseqüentemente, aumentar as taxas de infiltração da chuva mantendo a

água dentro do sistema (Merten & Minella, 2002). Em uma escala de paisagem, particularmente nas áreas propensas a inundações, a presença de árvores nos SAFs pode reduzir o deflúvio de água subterrânea (Farrell & Altieri, 2012). Figueiredo 2009 mostrou que, em pequenas bacias da Amazônia Oriental, o manejo agrícola sustentável são fatores importantes para a ciclagem hidrobiogeoquímica e conservação dos ecossistemas aquáticos.

Na Amazônia Oriental, os SAFs vêm se mostrando cada vez mais como uma iniciativa promissora para os agricultores familiares proporcionando melhoria no sistema de produção e na economia familiar, e reduzindo a prática da agricultura com corte e queima em suas propriedades. No estado do Pará, por exemplo, destacam-se a crescente produção de açaí, cupuaçu, cacau, banana, maracujá e mogno através de sistemas agroflorestais (Miranda et al., 2016) (Fig 13.). Como consequência, o estado do Pará vem se consolidando como o maior produtor de cacau do país desde 2017. Assim, a utilização de SAFs tem sido, na última década, bastante difundida como alternativa para o uso do solo para fins de atividade agrícola mais sustentável com melhoria das condições de vida da população local.

Fig. 13. Sistema Agroflorestal de Cacau no município de São Félix do Xingu - Pará.
Fonte: Ananza Mara Rabello (2019).

Extrativismo sustentável

O extrativismo com intensidade de exploração controlada é considerado um uso sustentável dos recursos naturais por ter como proposta atender aos objetivos da conservação ambiental incluindo a diversidade sociocultural e as atividades produtivas. E, por isso, o extrativismo sustentável vegetal e pesqueiro são considerados uma alternativa de uso pouco intensivo dos recursos naturais como solo e água, bem como, uma alternativa de geração de renda para populações locais (Morsello, 2006). Na Amazônia Oriental, o extrativismo sustentável vem se mostrando como um bom contraponto aos avanços de atividades que degradam os ecossistemas naturais na região: pecuária com manejo, agricultura extensiva, exploração madeireira, mineração industrial e garimpos ilegais.

A atividade extrativista de produtos não-madeireiros, com certificação e modernização tecnológica, contribui para a manutenção do ciclo hidrológico, evita a escassez de madeira, e é extremamente relevante para as comunidades locais (IBGE, 2018). No sudeste do Pará, por exemplo, destaca-se o extrativismo para produção de açaí, castanha-do-pará e jaborandi (Embrapa, 2014). Em 2018, a produção do açaí no estado do Pará atingiu 147,7 mil toneladas, um aumento de 4,1% em relação ao ano anterior (IBGE, 2018). O extrativismo sustentável do jaborandi, especificamente na Floresta Nacional de Carajás (FLONA) realizada de forma comunitária pelos “folheiros do jaborandi”, extraiu 15,47 toneladas de folhas secas de jaborandi em 2008 (IBGE, 2008).

Em relação ao extrativismo pesqueiro, este vem sofrendo com a pressão de garimpos, mineração industrial, construção de barragens e, também com o avanço da pesca comercial nos últimos anos. No Pará, especificamente na região do rio Tapajós, essa situação acabou propiciando oportunidades para debates e acordos sobre extrativismo pesqueiro comunitário envolvendo comunidades ribeirinhas locais, organizações não-governamentais e o IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Como resultado, apesar das pressões, a região do rio Tapajós vivenciou a caracterização da primeira iniciativa amazônica de manejo de recursos naturais em escala regional, e reforçou a importância socioeconômica da pesca artesanal para a região.

Dentro desse contexto, o estado do Pará, atualmente, vive o paradoxo em se destacar como um dos maiores estados na produção artesanal pesqueira continental e, ao mesmo tempo, ser o maior estado produtor de minérios como a bauxita (Pinheiro et al., 2014; Simineral, 2020). Apesar de todas as pressões, o extrativismo pesqueiro sustentável vem se mantendo como uma atividade preocupada com o controle do recurso pesqueiro, com a fiscalização e conservação de águas limpas (já que a contaminação das águas altera a composição de peixes) e com a participação da comunidade ribeirinha local (Oliveira et al., 2008).

Nesse sentido, a aposta no extrativismo sustentável, tanto no ambiente terrestre quanto aquático, parece ser uma ótima estratégia de conciliação entre sustentabilidade, manutenção dos recursos naturais renováveis, e diversidade da produção familiar local. Essa conciliação é essencial no sentido de viabilizar o manejo sustentável dos recursos naturais e de ser compatível com a necessidade de conservação desses recursos. Por fim, vale lembrar que mesmo sendo notório o sucesso do extrativismo sustentável, tanto vegetal quanto pesqueiro, essa atividade sempre dependerá das relações sociais que a comunidade local desenvolve com o mercado financeiro e com as políticas públicas.

Sistema integrado de produção

A pecuária extensiva tem se mostrado como uma das principais atividades potencializadoras do desmatamento e problemas socioambientais na região amazônica (Barlow, 2007). A escala com que o desmatamento ocorre para implementação da pecuária extensiva é sem precedentes e ameaça a biodiversidade da maior floresta tropical do mundo, a Floresta Amazônica (Barlow et al., 2018). Especificamente no Pará, a preocupação com o avanço da pecuária é ainda mais compreensível pelo fato do estado ter o quinto maior rebanho do Brasil, com destaque para os municípios de São Félix do Xingu e Marabá (FAPESPA, 2017).

Uma forma de diminuir os impactos causados pela pecuária convencional e tornar essa atividade sustentável, é o sistema integrado de produção. No Brasil, os sistemas integrados de produção lavoura-pecuária correspondem a integração, na mesma área, da atividade de pecuária de

corte ou leite com cultivo de soja, milho, arroz, eucalipto dentre outros de forma concomitante ou sequencial (Moraes et al., 2012). Esse tipo de sistema tem se mostrado mais eficiente em termos de conversão energética, e melhoram a qualidade do solo e da água (Carvalho et al., 2010; Santos et al., 2013). Além disso, uma vez que a fertilidade do solo e a qualidade da água estão recuperadas e presentes, a produtividade animal e vegetal aumentam gerando maior estabilidade, confiabilidade, resiliência e rentabilidade no sistema (Anghinoni et al., 2013).

Esses sistemas integrados de produção quando trabalhados de forma rotacionada e consorciada diminuem a necessidade de degradação de novas áreas (Anghinoni et al., 2013). Isso acontece porque o sistema integrado de produção permite maiores benefícios por deixarem o solo coberto por mais tempo evitando a erosão, contribuindo para maior retenção de nutrientes, e favorecendo o bem-estar animal, assim como, a manutenção dos recursos naturais (Carvalho et al., 2010). Somado a isso, quando o cultivo é feito através do plantio direto (processo de semeadura em solo não revolvido), tem se ainda a vantagem de uma maior cobertura e proteção do solo, acompanhada da amplificação da estabilidade da produção agropecuária, bem como, diminuição dos custos dessa produção. Assim, mesmo a pecuária sendo uma atividade inegável na região amazônica, é possível que ela ocorra de forma sustentável. Mas, para isso, é necessário aumentar o investimento em tecnologia e assistência técnica, baixar o custo da manutenção da atividade para os pequenos produtores, e ter políticas públicas ambientais e fundiárias estáveis.

CONCLUSÃO

As características apresentadas atualmente pelas diferentes regiões hidrográficas do Pará são resultado de um longo processo de evolução geológica da região amazônica. Tal processo acarretou em dramáticas transformações da paisagem. Nesse contexto, os rios foram importantes agentes na formação do relevo na região e no estado.

O avanço de atividades agropecuárias sobre a floresta amazônica representa diversos riscos a manutenção da qualidade do solo. Estes riscos estão intimamente associados a fatores antropogênicos como forma de uso e

ocupação do solo e intensidade de manejo e por fatores e características inatas as próprias classes de solos, sobretudo a erodibilidade. O um dos maiores avanços da fronteira agrícola nessas bacias ocorre sob Argissolos, sendo imprescindível a formulação de planos que promovam o uso e ocupação dessas áreas de forma condizentes com a capacidade de uso, para que ocorra a manutenção da qualidade da água superficial e da fertilidade dos solos nessas regiões.

O estado do Pará apresenta rios com grande extensão, chegando a 6.000 km, como o Rio Amazonas. Dentre estes rios, podemos destacar: o rio Araguaia, rio Tocantins, rio Xingu, rio Tapajós, rio Jari e o rio Guamá. Todos estes corpos hídricos são contribuintes do rio Amazonas. Tais rios apresentam como características a grande vazão e as águas brancas, ricas em sedimentos/nutrientes, como o Amazonas, ou negras, como o rio Xingu, mais transparentes. Em todas as bacias dos respectivos rios, a pluviosidade varia de 1600 mm a 3500 mm, e a cobertura vegetal em sua maioria, pertence ao bioma amazônico.

A qualidade das águas dos rios é diretamente afetada pelas atividades exercidas nas suas bacias hidrográficas. Com a expansão da agricultura e pecuárias o desmatamento no estado do Pará aumentou significativamente, trazendo consigo sérios problemas de erosão do solo e depósito de sedimentos nos rios, além da contaminação das suas águas pelos agrotóxicos utilizados nas lavouras e pastagens. Outra atividade que causa muita contaminação das águas desses rios é a mineração (muitas ilegais), pois utiliza-se na extração metais pesados que são transportados para os rios por meio das chuvas e do solo exposto, causando acúmulo dessas substâncias nos organismos aquáticos.

Além dos impactos na qualidade do solo e água, as atividades antrópicas exercem uma pressão negativa sobre os processos ecossistêmicos e a biodiversidade que os mantém. Seja reduzindo a complexidade das redes de interações, perturbando a estrutura do habitat, ou alterando os ciclos biogeoquímicos, estes impactos têm grandes consequências para a manutenção dos ecossistemas que compõem as bacias hidrográficas, ou mesmo a nível global. Desta forma, a forma de interação do componente humano nestes ecossistemas precisa ser

repensada não apenas para a manutenção destes ambientes, mas também para a sobrevivência do ser humano como espécie.

A Amazônia Oriental deve continuar sofrendo num futuro imediato impactos negativos diretos de pressões e ameaças na sociobiodiversidade. Essas pressões e ameaças ocorrem, por exemplo, na forma de desmatamentos ilegais, atividade garimpeira, poluição dos rios e riachos, avanço do agronegócio e construção de barragens. Dentro desse cenário, é um desafio muito grande pensar em alternativas de desenvolvimento que aliem o uso sustentável dos recursos naturais, como solo e água, e que sejam economicamente viáveis, principalmente para as populações locais. Dentre essas alternativas, formas de uso do solo tradicionalmente praticadas na Amazônia, como aquelas citadas no tópico “Perspectivas futuras: Usos sustentáveis do solo e águas mais limpas”, têm se mostrado eficientes na busca pela diminuição dos impactos socioambientais e pela sustentabilidade na região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu, C.H.M., Cunha, A.C., 2015. Qualidade da água em ecossistemas aquáticos tropicais sob impactos ambientais no baixo Rio Jari-AP: Revisão descritiva. *Biota Amazônica* v. 5, n. 2, p. 119-131.

Ab'Saber, A.N., 1956. Relevo, estrutura e rede hidrográfica do Brasil. *Boletim geográfico*, 14(132), 225-253.

Agência Nacional de Águas – ANA., 2002. Overview of the Tocantins Hydrographic Region. Brasília-DF.

Agência Nacional de Águas – ANA., 2020 Hidroeletricidade. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/usos-da-agua/hidroeletricidade>. Acesso em 21 de junho de 2020.

Anghinoni, I., Carvalho, P.C.F., Costa, S.D.A., 2013. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária agrícola e pecuária no subtropical brasileiro. *Tópicos em Ciências do Solo* v. 8, 325-380.

Anjos, L.H.C. dos, Pereira, M.G., Pérez, D.V., Ramos, D.P., 2007. Caracterização e classificação de plintossolos no município de Pinheiro-MA. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.1035–1044.

Araújo, C.V.M., Silva, D.C.V.R., Gomes, L.E.T., Acayaba, R.D., Pompêo, M.L.M., 2017. Habitat fragmentation caused by contaminants: atrazine as a chemical barrier isolating fish populations. *Chemosphere* 193, 24–31.

Bandeira, I.C.N., Adamy, A., Andretta, E.R., Costa da Conceição, R.A., de Andrade, M.M.N., 2018. Terras caídas: Fluvial erosion or distinct phenomenon in the Amazon? *Environmental Earth Sciences* 77, 1–16.

Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., et al., 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proc Natl Acad Sci USA* 104(47):18555–18560.

Barlow, J., França, F., Gardner, T.A., Hicks, C.C., Lennox, G.D., Berenguer, E., Castello, L., Economo, E.P., Ferreira, J., Guénard, B., Leal, C.G., Isaac, V., Lees, A.C., Parr, C.L., Wilson, S.K., Young, P.J., Graham, N.A.J. 2018. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. *Nature* v. 559, 517-526.

Barros, D.F., Petreire, M., Lecours, V., Butturi-Gomes, D., Castello, L., Isaac, V. J., 2020. Effects of deforestation and other environmental variables on floodplain fish catch in the Amazon. *Fisheries Research* 230, 105643.

Bartorelli, A., 2013. Contexto geológico e evolução da rede hidrográfica do Brasil. *Geologia do Brasil. Editora Beca, São Paulo*, pp.574-610.

Benedetti, U.G.; Júnior, J.F.V.; Schaefer, C.E.G.R.; Melo, V.F. & Uchôa, S.C.P. Gênese, química e mineralogia de solos derivados de sedimentos plioleustocênicos e de rochas vulcânicas básicas em Roraima, Norte Amazônico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, p. 299-312, 2011.

Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A. M., Ingram, D. J., Verweij, P. A., Eikelboom, J. A.J., Huijbregts, M. A. J., 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science* 356, 180–183.

Bertol, I., Leite, D., Engel, F.L., Cogo, P., González, A.P., 2007. Erodibilidade de um nitossolo háplico aluminoso determinada em condições de campo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, n. 3, p. 541–549.

Birani, S.M., Fernandes, A.R., de Souza Braz, A.M., Pedroso, A.J.S., Alleoni, L.R.F., 2015. Available contents of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon. *Chemie der Erde - Geochemistry*, v. 75, p. 143–151.

Brandt, S. A., 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena* 40(4), 375-401.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2014. Segurança Química>Agrotóxicos.

Braz, V.N., Mello, V.S.A. 2005. Estudo temporal da qualidade da água do rio Guamá. Belém-PA. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e

Ambiental Apud Prefeitura Municipal de Belém (PMB). Plano Estratégico Municipal para Assentamentos Subnormais. Parte II: Diagnóstico Institucional do Município de Belém-Pará. Belém: SEGEP, 2001

Brodie, J.F., 2017. Evolutionary cascades induced by large frugivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114, 11998–12002.

Callède, J., 2002. L'Amazone à Óbidos (Brésil): Étude statistique des débits et bilan hydrologique. *Hydrol Sci J* 47(2):321–334.

Camargo, M., Giarrizzo, T., Jesus, A.J., 2014. Assessing the impact of hydroelectric dams on Amazonian rivers using Ecopath with Ecosim: a case study of the Belo Monte Dam. *Fisheries Centre Research Reports* 22(3), 168–169.

Carmo, D.A.B., Val, B.H.P., 2013. Classificação dos neossolos e Nitossolos quanto a natureza física, químicas e morfológicas. *Fazu em Rev.*v.10, p. 17–26.

Carvalho, P.C.F., Anghinoni, I., Moraes, A., Souza, E.D., Sulc, M.R., Lang, C.R., Flores, J.P.C., Lopes, M.L.T., Silva da Silva, J.L., Conte, O., Wesp, C.L., Levien, R., Fontaneli, R.S., Bayer, C. 2010. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, v. 88, 259-273.

Castilhos, Z. C., Buckup, P.A. 2012. Caracterização física e critérios de seleção de áreas de estudo. In: Centro de Tecnologia Mineral – CETEM. Ecorregiões Aquáticas Xingu-Tapajós.

Clement, C., Higuchi, N., 2006. A floresta amazônica e o future do Brasil. *Ciência e Cultura* 58, 44–49.

Coe, M.T., Marthews, T.R., Costa, M.H., Galbraith, D.R., Greenglass, N.L., Imbuzeiro, H.M.A., Levine, N.M., Malhi, Y., Moorcroft, P.R., Muza, M.N., Powell, T.L., Saleska, S.R., Solorzano, L.A., Wang, J., 2013. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south–southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368(1619), 20120155.

Correa, E.S., Magrath, D.G., Bandeira, C., Ribeiro, D.M., Tratex, F., 2017. Influência da variação dos parâmetros climáticos na Modelagem de swta: estudo de caso bacia hidrográfica do rio Tapajós. *Agroecossistemas*, v. 9, n. 1, p. 84 – 98.

Costa, S.M.F., Valota, E.C.S., Oliveira, I.G., Montoia, G.R.M., Santos, E.A., 2016. Crescimento urbano e ocupação da várzea em pequenas cidades da Amazônia: uma discussão premente. *Revista Geografia, Ensino & Pesquisa, Santa Maria* 20(1), 114–129.

Costa, E.U.C. da, Araujo, J.K.S., Melo, L.V. de, Neves, W., Filho, J.C. de A., Sousa, J.E.S. de, Corrêa, M.M., Filho, M.R.R., De, V.S., Júnior, S., 2019. Genesis and Classification of Nitisols from Volcano-Sedimentary Lithology in Northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 43, p. 1–17.

Costa, H.C., Peres, C.A., Abrahams, M.I., 2018. Seasonal dynamics of terrestrial vertebrate abundance between Amazonian flooded and unflooded forests. *PeerJ* 6, e5058.

Cuiabano, N., Mara, S., Neves, S., Nunes, C.M., Serafim, M.E., Neves, R.J., 2017. Vulnerabilidade ambiental à erosão hídrica na sub-bacia do córrego do Guanabara / reserva do Cabaçal – MT , Brasil . *Geociências*, v. 36, n. 3, p. 543 - 556.

Curi, N. Vocabulário de Ciência do Solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, 1993. 89p.

Davidson, N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Longterm and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 934–941.

de Mérona, B., Dos Santos, G.M., De Almeida, R.G., 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental biology of fishes* 60(4), 375-392.

Dias-Filho, M.B., 2011. Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação. 3 ed. rev., atual. e ampl. _ Belém, PA, p. 215.

Dias-Filho, M.B., 2017. Degradação de pastagens: o que é e como evitar. Brasília, DF: Embrapa, p.24.

Dick, D.P., Martinazzo, R., Dalmolin, R.S.D., Jacques, A.V.Á., Mielniczuk, J., Rosa, A.S., 2008. Impacto da queima nos atributos químicos e na composição química da matéria orgânica do solo e na vegetação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43, 633–640.

Diretoria de Recursos Hídricos do Pará: Secretária de Estado de Meio Ambiente - DIREH/SEMA. Educação ambiental pelas Águas e Florestas do Pará. 2006. Belém, Pará.

dos Santos, B.L.G., Gama, J.R.V., da Silva Ribeiro, R.B., dos Anjos, R.K.F., Gomes, K.M.A., Ximenes, L.C., de Oliveira Melo, L., 2018. Estrutura e valoração de *Euterpe oleracea* em uma floresta de várzea na Amazônia. *Advances in Forestry Science* 5(3), 391-396.

Eletrobrás. 1992. Diagnóstico das condições sedimentológicas dos principais rios brasileiros. Rio de Janeiro-RJ. 99 p.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2014. Extrativismo vegetal na Amazônia: história, economia e domesticação. Brasília: Embrapa, 468p.

Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2018. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 3. ed. Brasília: Embrapa – CNPS, 353 p.

Espírito-Santo et al. 2005. Análise da composição florística e fitossociológica da floresta nacional do Tapajós com o apoio geográfico de imagens de satélites. *Acta Amazonica* Vol. 35(2) 2005: 155 – 173.

FAPESPA. 2017. Boletim Agropecuário do Pará. Governo do Estado do Pará p. 92.

Farias, J., Marimon, B.S., Silva, L.C.R., Petter, F.A., Andrade, F.R., Morandi, P.S., Marimon-Junior, B.H., 2016. Survival and growth of native *Tachigali vulgaris* and exotic *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis* trees in degraded soils with biochar amendment in southern Amazonia. *Forest Ecol. Manage.* 368, 173-182.

Farrell, J.G., Altieri, M.A., 2012. Sistemas Agroflorestais. In: Altieri, M.A. (Org.). *Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável*. 3 ed. Editora: Expressão Popular, São Paulo/Rio de Janeiro, pp. 281-304.

Fearnside, P.M., 1997. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecol. Econ.* 20, 53–70.

Fearnside, P.M., 2002. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air, and Soil Pollution* 133(1-4), 69-96.

Fearnside, P.M., 2016. Greenhouse gas emissions from Brazil's Amazonian hydroelectric dams. *Environmental Research Letters* 11(1), 011002.

Fearnside, P.M., Pueyo, S., 2012. Greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nature Climate Change* 2(6), 382-384.

Fernandes, A.R., Santos, E., Souza, D., Martins, A., Braz, D.S., Mohamad, S., Reynaldo, L., Alleoni, F., 2018. Quality reference values and background concentrations of potentially toxic elements in soils from the Eastern Amazon, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 190, p.453–463.

Ferrante, L., Fearnside, P.M. 2019. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environmental Conservation*, 46(4): 261-263.

Figueiredo, R.O. 2009. Processos hidrológicos e biogeoquímicos em bacias hidrográficas sob usos agrícola e agroflorestal na Amazônia brasileira. In:

Porro, R. (Org.). |Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação. Editora: EMBRAPA, Brasília, pp. 477-500.

Figueiredo, R.A.A.D., Barros, F. B., 2016. Hunting, preparing, and eating the 'bicho do mato': feeding practices among quilombolas in the Ipaú-Anilzinho Extractive Reserve (Pará State). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas* 11(3), 691-713.

Franzinelli, E. Características morfológicas da confluência dos rios Negro e Solimões (Amazonas, Brasil). 2011. *Revista Brasileira de Geociências* 41(4): 587-596.

Frazão, L.A., Píccolo, M.D.C., Feigl, B.J., 2008. Propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado mato-grossense systems in Brazilian savanna in Mato Grosso State , Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, n.5, p. 641–648.

Fritzsos, E., Mantovani, L.E., Neto, A.C., Hindi, E.C. 2009. A influência das atividades mineradoras na alteração do pH e da alcalinidade em águas fluviais: O exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* v. 14, n. 3, p. 381–390.

Garcia, C.H.P., Lima, H.N., Silva, F.W.R., Junior, A.F.N., Teixeira, W.G., Macedo, R.S., Tavares, S.G., 2013. Chemical properties and mineralogy of soils with plinthite and petroplinthite in iranduba (AM). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, p.936-946.

Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Munger, J., Chelly, I., Morton, D.C., Noojipady, P., Soares Filho, B., Barreto, P., Micol, L., Walker, N.F., 2015. Brazil's soy moratorium. *Science* 347, 377–378.

Goss, D.W. 1992. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. *Weed Technology*, v.6, p.701-708.

Gregório, A.M.S., Mendes, A.C. 2009. Batimetria e sedimentologia da Baía de Guajará, Belém, Estado do Pará, Brasil. *Amazônia: Ci. & Desenvol.*, v.5, n.9.

Grimes, A., Grimes, A., Loomis, S., Jahnige, P., Burnham, M., Onthank, K., Alarcon, R., Cuenca, W. P., Martinez, C. C., Neill, D., Balick, M., Bennett, B., Mendelsohn, R., 1994. Valuing the rain forest: the economic value of nontimber forest products in Ecuador. *Ambio* 23, 405–410.

Guimarães, S.T., Lima, H.N., Teixeira, W.G., 2013. Nota caracterização e classificação de Gleissolos da várzea do rio Solimões (Manacapuru e Iranduba). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.37, p. 317–326.

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R.,

Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342, 850–853.

Hoorn, C., Bogotá-A, G.R., Romero-Baez, M., Lammertsma, E. I., Flantua, S. G., Dantas, E. L.,... & Chemale Jr, F. 2017. The Amazon at sea: Onset and stages of the Amazon River from a marine record, with special reference to Neogene plant turnover in the drainage basin. *Global and Planetary Change*, 153, 51-65.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico de Pedologia. 2. ed. Manuais técnicos em Geociências, n.4, Rio de Janeiro, 2007. 316p

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Monitoramento da cobertura e uso da terra do Brasil 2014-2016. Rio de Janeiro, 2018. 32p

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. 2018. Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura. Rio de Janeiro, v. 33, 1-8.

Instituto Mauro Borges – IMB. 2003. Bacias Hidrográficas: Estado de Goiás – Anuário.

Instituto Nacional de Pesquisa Espacial – INPE., 2019. Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. Disponível em: www.obt.inpe.br/prodes. Acesso em 5 fev. 2019.

Irion, G., Nunes, G.M., Nunes-da-Cunha, C. et al. 2016. Araguaia River Floodplain: Size, Age, and Mineral Composition of a Large Tropical Savanna Wetland. *Wetlands* 36, 945–956.

Ivanauskas, N.M., Monteiro, R., Rodrigues, R.R., 2004. Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto rio Xingu. *Acta Amazonica*, v.34, n. 2, p. 275–299.

Júnior, J.F. do V., Barros, L. da S., Sousa, M.I.L. de, Uchôa, S.C.P., 2009. Erodibilidade e suscetibilidade à erosão dos solos de cerrado com plantio de *Erodibility and susceptibility to erosion of the savannah (cerrado) soils planted with Acacia mangium in the State of Roraima*. *Revista Agro@mbiente*, v. 3, n. 1, p. 1-8.

Kemenes, A., Forsberg, B.R., Melack, J.M., 2007. Methane release below a tropical hydroelectric dam. *Geophysical research letters* 34(12).

Ker, J.C., 1997. Latossolos Do Brasil: Uma Revisão. *Geonomos*, v. 5, n. 1, p. 17–40.

Latrubesse, E.M., Stevaux, J.C., Sinha, R. 2005. Tropical Rivers. *Geomorphology* 70, 187–206.

Latubresse, E.M., Stevaux, J.C. 2006. Características físico-bióticas e problemas ambientais associados à planície aluvial do rio Araguaia, Brasil Central. Revista UnG – Geociências V.5, N.1, 65-73.

Lewinshohn, T.M., Prado, P.I., 2002. Biodiversidade Brasileira. Síntese do estado atual do conhecimento (Contexto, São Paulo, Brazil).

Lima, H.N., Mello, J.W.V., Schaefer, C.E.G.R., Ker, J.C. & Lima, A.M.N., 2006. Mineralogia e química de três solos de uma topossequência da bacia sedimentar do Alto Solimões, Amazônia Ocidental. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 30, p.59- 68.

Lopes, E.L.N., Fernandes, A.R., Grimaldi, C., Ruivo, M. de L.P., Rodrigues, T.E., Sarrazin, M., 2006. Características químicas de um Gleissolo sob diferentes sistemas de uso , nas margens do rio Guamá, Belém, Pará. Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais, v. 1, n. 1, p. 127-137.

Luíz, Â.M.E., Pinto, M.L.C., De Oliveira Scheffer, E. 2012. Parâmetros de cor e turbidez como indicadores de impactos resultantes do uso do solo, na Bacia hidrográfica do Rio Taquaral, São Mateus do SUL-PR. RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise v. 24, n. 24, p. 290–310.

Magalhães, S.B., da Silva, Y.Y.P., da Luz Vidal, C., 2016. Não há peixe para pescar neste verão: efeitos socioambientais durante a construção de grandes barragens—o caso Belo Monte. Desenvolvimento e Meio ambiente 37, 111–134.

Magnusson, W.E., Grelle, C.E.V., Marques, M.C.M., Rocha, C.F.D., Dias, B., Fontana, C.S., Bergallo, H., Overbeck, G.E., Vale, M.M., Tomas, W.M., Cerqueira, R., Collevatti, R., Pillar, V. D., Malabarba, L. R., Lins-e-Silva, A.C., Neckel-Oliveira, S., Martinelli, B., Akama, A, Rodrigues, D., Silveira, L.F., Scariot, A., Fernandes, G.W. 2018. Effects of Brazil's Political Crisis on the Science Needed for Biodiversity Conservation. Frontiers in Ecology and Evolution, 6: 163

Mathis, A. 1995. Papers Do Naea N° 050 Serra Pelada.

Mechi, A., Sanches, D. L. 2010. Impactos ambientais da mineração no estado de São Paulo. Estudos Avançados v. 24, n. 68, p. 209–220.

Melo, E.C. Fatores de controle dos fluxos fluviais de material em suspensão em diferentes cenários climáticos na bacia do rio Solimões. 2012. Tese de Doutorado – INPA, Manaus, Amazonas.

Melo, L.V. De, Neves, W., Santos, J.C.B. Dos, Júnior, V.S.D.S., Filho, J.C.D.A., Corrêa, M.M., 2018. Associations between attributes of Nitisols and the climate of the southern coast of Pernambuco. Revista Caatinga, v. 31, n. 1, p. 255 – 263

Mendes, R.D.A., Lima, M.O., De Deus, R.J.A., Medeiros, A.C., Faial, K.C.F., Jesus, I.M., Faial, K.R.F., Santos, L.S. 2019. Assessment of DDT and mercury levels in fish and sediments in the Iriri River, Brazil: Distribution and ecological risk. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* v. 54 (12), p. 915–924.

Merten, G.H., Minella, J.P., 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável* 3, 33-38.

Mesquita, E.M.C., Isaac-Nahum, V.J. 2015. Traditional knowledge and artisanal fishing technology on the Xingu River in Pará, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75(3), 138-157.

Ministério do Meio Ambiente - MMA. 2006. Caderno da Região Hidrográfica Amazônica. Brasília-DF.

Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2006. Caderno da Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia. Brasília-DF.

Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2011. CEPTA – Levantamento da ictiofauna, caracterização genética e da fauna parasitária da bacia hidrográfica do rio tapajós. Pirassununga - SP.

Miranda, K., Neto, M.A., Sousa, R.P., Corrêa, R.C. 2016. Possibilidades para transição agroecológica. In: Sousa, R.P., Silva, R.C., Miranda, K., Neto M.A. (Orgs.). *Governança Socioambiental na Amazônia: agricultura familiar e os desafios para a sustentabilidade em São Félix do Xingu - Pará*. Editora: Instituto Internacional de Educação do Brasil - IEB, Belém, p. 123-173.

Molinier, M., De Silva Maia, A.C., Ferreira Dos Santos, D. 1991. Balanço hídrico da bacia Amazônica, metodologia e primeiros resultados, 158-167. In *X Sbnpcisio Brasileiro de Recursos Hídricos*. ABRH, Rio de Janeiro. Nov. 1991, Vol. I.

Molinier, M., Guyot, J.L. L'hydrologie tropicale: géoscience et outil pour le développement (Actes de la conférence de Paris, mai 1995). 1996. IAHS Publ. no. 238.

Molinier M., Guyot, J. L., Guimarães, E. O. V., 1996. Les regimes hydrologiques de l'Amazonie et de ses affluents. IAHS Publ 238:209–222.

Monteiro, M.D.R. et al. 2009. Composição e distribuição do microfitoplâncton do rio Guamá no trecho entre Belém e São Miguel do Guamá, Pará, Brasil. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.*, v. 4, n. 3, p. 341-351.

Moraes, A., Pelissari, A., Alves, S.J., Carvalho, P.C.F., Cassol, L.C. 2002. Integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. In: Mello, N.A. & Assmann, T.S.

(orgs). Integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. Pato Branco, CEFET, 3-60p.

Morais, R.P., Oliveira, L.G., Latrubesse, E.M., Pinheiro, R.C.D. 2005. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. *Acta Sci. Biol. Sci.* v. 27, n. 3, p. 203-213.

Morsello, C. 2006. Company-community non-timber forest product deals in the Brazilian Amazon: A review of opportunities and problems. *Forest Policy and Economics*, n. 8, 485 - 494.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.

Nair, P.K.R. 1989. *Agroforestry systems in the tropics*. London: Kluwer, 664p.

Neill, C., Coe, M.T., Riskin, S.H., Krusche, A.V., Elsenbeer, H., Macedo, M.N., McHorney, R., Lefebvre, P., Davidson, E.A., Scheffler, R., Figueira, A.M.S., Porder, S., Deegan, I.A., 2013. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. *Philos. Trans. R Soc. Lond. B.* 368, 20120425.

Nobre C.A., Sellers, P. J., Shukla, J., 1991. Amazonian deforestation and regional climate. *J Clim* 4(10): 957–988.

Nobre, A.D. 2014. O futuro climático da Amazônia. Relatório de Avaliação Científica. São José dos Campos, São Paulo.

Norgaard, R.B., 2019. Significação do potencial para produzir arroz com irrigação controlada na várzea amazônica. *Revista de Economia e Sociologia Rural* 19(2), 287-313.

Oliveira, A.C.M., de Carvalho Junior, O., Chaves, R., 2004. Gestão participativa e a atividade de caça na Reserva Extrativista do Tapajós–Arapuins, Santarém, PA. *Raízes: Revista de Ciências Sociais e Econômicas* 23(1-2), 42-51.

Oliveira, A.C.M., Nepstad, D.C., McGrath, D.G., da Silva, A.F., 2008. Impactos ecológicos do manejo comunitário de recursos naturais em comunidades ribeirinhas de várzea e terra firma na região de Tefé, AM. *Novos Cadernos NAEA*, v. 11, n. 2, 57-84.

Oliveira, L.R.R. 2010. *Geomorfologia Fluvial e navegabilidade do baixo curso do rio Tocantins*. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 107p.

Oliveira, M.S.B. et al. Ectoparasites community in *Satanoperca jurupari* (Cichlidae) from the Jari River, a tributary from Amazon River in Northern Brazil. 2017. *Rev. Bras. Parasitol. Vet.* [online]. vol.26, n.2, pp.136-142.

Panday, P.K., Coe, M.T., Macedo, M.N., Lefebvre, P., Almeida, A.D. De, 2015. Deforestation offsets water balance changes due to climate variability in the Xingu River in eastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, v. 523, p. 822–829.

Parente, H.N., Maia, M.O., 2011. Impacto do pastejo sobre a compactação dos solos com ênfase no Semiárido Impact of grazing on soil compaction with emphasis on the Semiarid. *Revista trópica - Ciências agrárias e Biológicas* v. 5, n. 3, p. 3.

Pedron, F. de A., Azevedo, A.C. de, Diniz, R.S., Dalmolin, Stürmer, S.L.K., Menezes, F.P., 2009. Morfologia e classificação taxonômica de Neossolos e saprolitos derivados de rochas vulcânicas da formação serra geral no Rio Grande no Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p.119-128.

Peixoto, R.H.P.B. 2001. Sobre a qualidade da água do rio Tocantins a jusante da usina Hidrelétrica Serra da Mesa (GO). *Dissertação de Mestrado – UFCG, Campina Grande, Paraíba.*

Peres, C.A., Emilio, T., Schietti, J., Desmoulière, S.J., Levi, T. 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(4), 892-897.

Pereira, E.J.D.A.L., Ferreira, P.J.S., de Santana Ribeiro, L.C., Carvalho, T.S., de Barros Pereira, H. B. 2019. Policy in Brazil (2016–2019) threaten conservation of the Amazon rainforest. *Environmental Science & Policy*, 100: 8-12.

Peron A.J., Evangelista, A.R., 2004. Degradação de pastagens em regiões de cerrado. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 28, n. 3, p. 655-661.

Pezzuti, J., Carneiro, C., Garzón, B. R., Mantovanelli, T., 2018. Xingu, o rio que pulsa em nós: monitoramento independente para registro de impactos da UHE Belo Monte no território e no modo de vida do povo Juruna (Yudjá) da Volta Grande do Xingu. *Altamira, ISA-Instituto Socioambiental.*

Pignati, M.T., Costa De Souza, L., de Alcântara Mendes, R., de Oliveira Lima, M., Pignati, W. A., Pezzuti, J.C.B. 2018. Levels of organochlorine pesticides in Amazon turtle (*Podocnemis unifilis*) in the Xingu River, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* v. 53, n. 12, p. 810–816.

Pinheiro, M.L.S., Loureiro, J.P.B., Borges, F.Q., Nascimento, R.F. 2014. Cadeia produtiva do pescado no estado do Pará: estudo do segmento de distribuição em um empreendimento de captura. *Rev. Agron. Mei. Amb.*, v. 7, n. 2, 315-336.

Redin, M., Santos, G.F., Miguel, P., Denega, G.L., Lupatini, M., Doneda, A., Souza, E.L., 2011. Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. *Ciência Florestal*, v. 21, p. 381–392.

Ribeiro, D.R.G., Faccin, H., Dal Molin, T.R., Carvalho, L.M., Amado, L.L., 2017. Metal and metalloid distribution in different environmental compartments of the middle Xingu River in the Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment* 605–606, 66–74.

Rivero, S., Almeida, O., Ávila, S., Oliveira, W. 2009. Pecuária e desmatamento: Uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. *Nova Economia*. v. 19, n. 1, p. 41–66.

Rodrigues, J.B. Exploração e estudo do vale do Amazonas: Rio Tapajós. 1875. IHGE. Rio de Janeiro-RJ.

Rodrigues-Filho, J.L. et al. Spatial patterns of water quality in Xingu River Basin (Amazonia) prior to the Belo Monte dam impoundment. *Braz. J. Biol.* [online], vol.75, n.3, pp.34-46.

Salamons, W. 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *J. Geochem. Explor.*, 52:5-23.

Sales, L.E. de O., Carneiro, M.A.C., Severiano, E. da C., Oliveira, G.C. de, Ferreira, M.M., 2010. Qualidade física de Neossolo Quartzarênico submetido a diferentes sistemas de uso agrícola. *Ciência agrotecnica*, v.34, p.667–674.

Santos, H.P., Fontaneli, R.S., Spera, S.T., Dreon, G. 2013. Conversão e balanço energético de sistemas de produção com integração lavoura-pecuária, sob plantio direto. *Rev. Bras. Ciênc. Agrár. Recife*, v. 8, n. 1, 1-7.

Santos, M.L.S. et al. 2014. Influência das Condições da Maré na Qualidade de Água do Rio Guamá e Baía do Guajará. *Bol. Téc. Cient. Cepnor*, v. 14, n. 1, p: 17 – 25.

Scoles, R. 2016. Caracterização ambiental da bacia do Tapajós. In: Alarcon, D.F., Millikan, B., Torres. M. Ocekadi: Hidrelétricas, Conflitos Socioambientais, e Resistência na Bacia do Tapajós (International Rivers).

Secretária de Estado de Meio Ambiente - SEMA. Gestão das águas: por um futuro sustentável. Belém, 2010.

Siqueira-Gay, J., Sánchez, L.E. 2020. Keep the Amazon niobium in the ground. *Environmental Science & Policy*, 111: 1-6.

Silva, J. M., Santos, J.R. 2007. Toxicologia de agrotóxicos em ambientes aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, v.11, p.565-573.

Silva, J.M.C., Rylands, A.B., Fonseca, G.A.B., 2005. The fate of the Amazonian areas of endemism. *Conserv. Biol.* 19, 689–694.

Silveira, J.S. Aspectos hidroclimatológicos da Bacia do Rio Jari no período de 1968 a 2012. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso. UFAP. Macapá-AP. 59 f.

Sindicato das Mineradoras do Pará - SIMINERAL. 2020. <http://simineral.org.br/mineracao/nossos-minerios> Acesso em 20 de junho de 2020

Sioli, H. The Amazon. Limnology and landscape ecology of mighty tropical river and its basin. 1984. Dordrecht, Pub. Junk, 800 p.

Siqueira, G.W., Aprile, F., Miguéis, A.M. 2012. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará-Brasil). *Acta Amazonica* v. 42, n. 3, p. 413–422.

Souza, E.S. De, Fernandes, A.R., Martins, A., Braz, D.S., 2018. Physical , chemical , and mineralogical attributes of a representative group of soils from the eastern Amazon region in Brazil. *Soil*, v. 4, p. 195–212.

Souza-Filho, P.W.M., Nascimento, W.R., Versiani De Mendonça, B.R., Silva, R. O., Guimarães, J.F., Dall'Agnol, R., Siqueira, J.O. 2015. Changes in the land cover and land use of the Itacaiúnas River watershed, ARC of deforestation, Carajás, Southeastern Amazon. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives* v. 40, n. 7W3, p. 1491–1496.

Souza, M.C.S.A. 2017. Farming and sustainability : challenges for an ecological vision of the planet. *Revista Jurídica*. v. 02, p. 78–98.

Thebaldi, M.S., Sandri, D., Felisberto, A.B., Rocha, M.S., Neto, S.A. 2011. Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino Water quality of a stream under influence of cattle slaughter treated effluent. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v. 15, n. 3, p. 302–309.

Thomé, M.T.C., Haddad, C.F.B. 2019. Brazil's biodiversity researchers need help. *Science* 364(6446): 1144.2-1145.

Tregidgo, D.J., Barlow, J., Pompeu, P.S., de Almeida Rocha, M., Parry, L., 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(32), 8655-8659.

Vasquez, L.V., Rosa-Costa, L.R., Silva, C.G., Ricci, P.F., Barbosa, J.O., Klein, E.L., Lopes, E.S., Macambira, E.B., Chaves, C.L., Carvalho, J.M. and Oliveira, J.G., 2008. Geologia e recursos minerais do estado do Pará: Sistema de Informações Geográficas–SIG: Texto explicativo dos mapas Geológico e Tectônico e de Recursos Minerais do Estado do Pará. *Escala*, 1(1.000), p.328.

Wittmann, F., Junk, W.J., Piedade, M.T., 2004. The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession. *Forest ecology and Management* 196(2-3), 199-212.

Wotton, D. M., Kelly, D., 2011. Frugivore loss limits recruitment of large-seeded trees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278(1723), 3345-3354.

Wu, H., Chen, J., Xu, J., Zeng, G., Sang, L., Liu, Q., Yin, Z., Dai, J., Yin, D., Liang, J., Ye, S., 2019. Effects of dam construction on biodiversity: A review. *Journal of cleaner production* 221, 480-489.

Zuazo, V.H.D., Pleguezuelo, C.R.R., Peinado, F.J.M., Graaff, J. De, Martínez, J.R.F., Flanagan, D.C., 2011. Catena Environmental impact of introducing plant covers in the taluses of terraces : Implications for mitigating agricultural soil erosion and runoff. *Catena*, v. 84, p. 79–88.