

### A INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DA ÁGUA

*José Augusto de Lollo*<sup>8</sup>

#### 1 INTRODUÇÃO

Desde algumas décadas a área técnico-científica se deu conta dos efeitos que as intervenções humanas podem ter na qualidade dos recursos naturais. Os efeitos das ações humanas se fizeram notáveis inicialmente na qualidade do ar e da água e foram as razões do desenvolvimento de grande parte dos primeiros estudos na área ambiental.

Hoje se pode afirmar que existe um consenso de que as alterações que ocorrem na qualidade da água são fruto, de forma direta ou indireta, das atividades humanas que de alguma forma têm contato com a água, sendo usando-a para suas atividades agropecuárias, industriais ou urbanas, seja incorporando a esse recurso substâncias estranhas à sua composição original.

Cook et al. (1997) sintetizam a influência do solo na qualidade da água em quatro processos: erosão e sedimentação, escoamento e lixiviação, disposição de resíduos urbanos, e lançamento de resíduos no solo. Os autores destacam os efeitos advindos de diferentes práticas de manejo e conservação do solo; classificando-as em positivas, neutras e negativas para a proteção dos mananciais de superfície e subsuperfície (Tabela 1).

**Tabela 1: Benefícios para a qualidade da água advindos de práticas de manejo e conservação do solo**

Prática	Água Superficial	Água Subsuperficial
Plantio direto	+	N
Curvas de nível	+	N
Cobertura morta	+	N
Drenagem de subsuperfície	+/-	+/N
Terraceamento	+	N

Fonte: Adaptado de COOK et al. (1997).

Dentre os processos citados por Cook et al. (1997), sem dúvida a erosão é que maior influência tem na qualidade da água. Tal situação ocorre porque a erosão (natural ou acelerada)

<sup>8</sup> Professor Titular na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Câmpus de Ilha Solteira – SP.  
E-mail: ja\_lollo@yahoo.com

se manifesta em praticamente todos os ambientes do planeta, ocorrendo de forma distribuída o que resulta no conjunto, em grandes transformações em escala global.

Nas áreas rurais e periurbanas os processos erosivos são antigos no Brasil e decorrem de práticas inadequadas de manejo. Castro e Queiroz Neto (2010) mostram que tais processos existem desde o século IXX, e relatam perdas totais de solo por erosão no Estado de São Paulo de 215.666 ton./ano ou 8,7 ton./ha, especialmente em áreas agrícolas e de pastagem.

Silva, Alves e Watanabe (2011) classificaram o território brasileiro com base no NPE (Natural Potential for Erosion) considerando dados de solo, uso da terra, relevo e clima; mostrando que os maiores potenciais erosivos se concentram na região centro-oeste do estado do Mato Grosso do Sul (maior que 1.600 ton./ha/ano).

Considerando as áreas de pastagem cultivadas, Spavorek, Correchel e Pereira Barretto (2007) destacam que os principais impactos decorrentes destes processos erosivos são o assoreamento de reservatórios, a degradação dos recursos hídricos, a redução da vida útil de reservatórios de barragens, induzindo a redução da biodiversidade.

Chaves (2008) define que 28% do território brasileiro estão em áreas de cultivo e pastoreio, nas quais sistemas convencionais de produção produzem erosões que excedem 20 ton./ha/ano, resultando mais de dois bilhões de ton. de sedimentos carregados para rios e lagos, com custos de U\$ 1 bilhão/ano.

Os danos provocados pela erosão podem ser estimados em termos de efeitos on-site (solo e seu uso) e off-site (consequências sociais e econômicas). De acordo com Telles e Guimarães (2009) os custos unitários de perdas de nutrientes no solo podem variar de U\$ 0,06 a U\$ 0,37, resultando perdas totais de US\$ 1,4 bilhões no Vale do São Francisco, e US\$ 1,7 bilhões no Estado de São Paulo.

Pimentel et al. (1995) sintetizam as principais perdas decorrentes dos processo erosivos em áreas de cultivo e pastagem com as seguintes informações: cada ano 75 bilhões de toneladas de solos são removidas pela erosão provocada pelo vento e pela água, degradando solos agricultáveis; em todo o mundo 12.106 hectares de terras aráveis são destruídas e abandonadas por ano; cerca de 80% das terras destinadas à agricultura sofrem erosão moderada a severa, e cerca de 10% apresentam erosão leve a moderada; as áreas de cultivo são as mais suscetíveis a tais processos, porém as taxas erosivas excedem 100 ton./ha/ano em áreas de pastagem com uso intensivo.

Segundo Farage (2009), ao promover o carreamento de fertilizantes para os corpos hídricos e cargas de efluentes domésticos a erosão aumenta a disponibilidade de nutrientes nesses ambientes, podendo gerar eutrofização. Em lagos e reservatórios, além de prejuízos à vida aquática, tal processo favorece proliferação de algas com sérios efeitos danosos à qualidade da água.

Para NRCS (2011), a deposição dos sedimentos provenientes dos processos erosivos representa o principal problema de qualidade de mananciais de superfície. Destaca ainda que tais danos são ainda mais intensos quando a carga de sedimentos contém substâncias oriundas de

processos de cultivo da terra quando o carreamento dos sedimentos se dá por escoamento superficial devido às precipitações concentradas (como tempestades).

Comparando parâmetros de qualidade da água de dois córregos de subbacias da bacia do rio Pirapó, Schneider et al. (2011) verificaram que apesar do córrego Romeira estar sujeito à intensa degradação decorrente de atividades agrícolas, o córrego Mandacarú, situado na área urbana e sujeito ao lançamento de resíduos e efluentes apresentava maior comprometimento da qualidade da água.

Ao analisar a qualidade da água de treze subbacias do rio Itapemirim durante o período de seca, Freire e Castro (2014) concluíram por análise canônica que os maiores índices de degradação da água estavam associados a maior atividade humana, em particular a pecuária bovina sem manejo adequado do solo.

Pinheiro et al. (2014), trabalhando em bacia cujo uso é 87% constituído por fragmentos de Floresta Ombrófila Densa, analisaram seis seções fluviométricas ao longo do ribeirão, e verificaram que há redução na concentração dos analitos nos com áreas preservadas por vegetação natural.

Com relação às águas subterrâneas, Eckhardt (2014) lista as relações entre uso do solo e contaminantes e destaca que os fatores principais que regem a circulação dos mesmos das áreas fontes até os poços são: a natureza química do contaminante, as propriedades físicas do solo de recobrimento e da unidade aquífera, o volume e a velocidade da recarga do aquífero, e a direção e velocidade do fluxo subterrâneo.

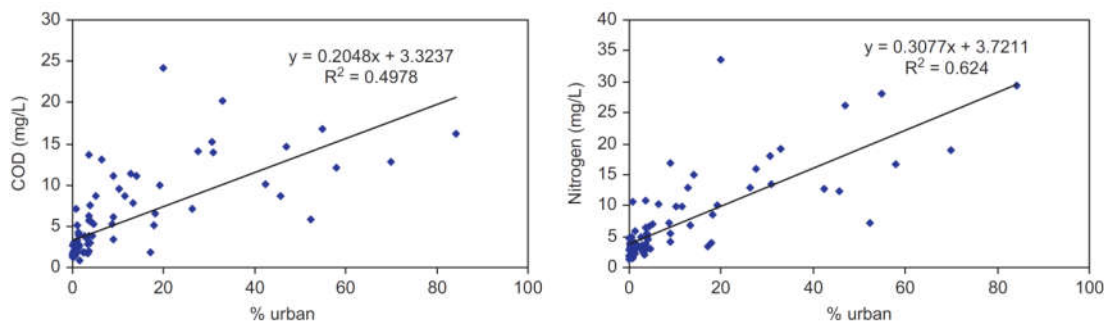
Mercado-Feliciano (2014) destaca que com relação aos riscos à saúde humana decorrentes da contaminação de mananciais de subsuperfície, o processo envolve avaliações complexas que devem considerar não só a probabilidade da exposição do ser humano à substância, mas também os efeitos na população em geral e em subpopulações mais sensíveis (como crianças), a tecnologia disponível para a detecção do contaminante, e os impactos de sua regulação na infraestrutura e na economia.

Em resumo, ao utilizar a água com recurso para suas atividades, as sociedades humanas foram incorporando cada vez mais processos e matérias a ela resultando quase sempre na incorporação de substâncias que prejudicam a qualidade desse recurso para boa parte das necessidades do ser humano e de outras espécies do planeta.

No entanto, as diferentes naturezas das intervenções humanas fazem com que os processos associados e os insumos utilizados em cada uma delas resultem alterações de qualidade da água diversas.

Analisando dados de 118 pontos da bacia do rio Han na Coreia do Sul, Chang (2008) pode identificar tendências claras entre expansão urbana e perda de qualidade da água expressa em termos de OD e de nitrogênio total, como se observa na Figura 1.

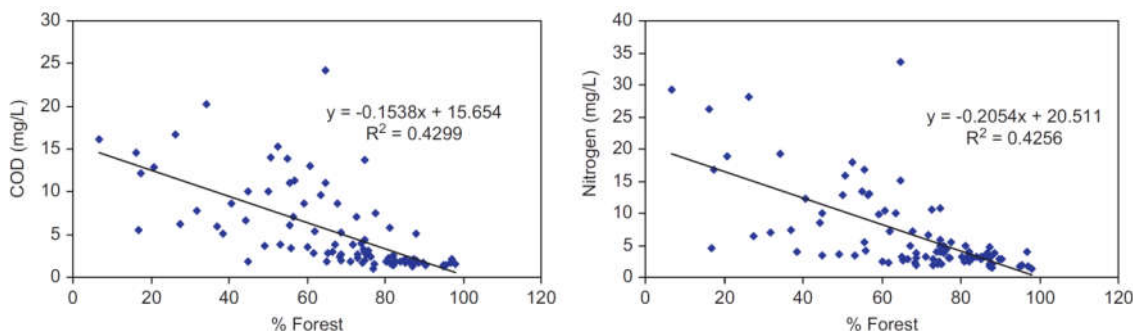
**Figura 1: Relação entre cobertura do solo, OD e nitrogênio total; com a expansão urbana**



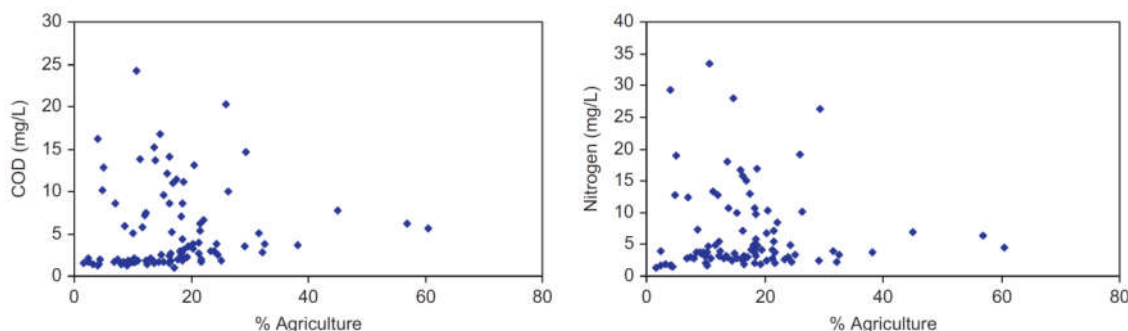
Fonte: CHANG, 2008.

De forma análoga, o autor verificou que maiores porcentagens de cobertura por vegetação propiciava melhora nos parâmetros analisados (Figura 2). Com relação à ocupação agrícola, não houve uma tendência clara, como se pode observar na Figura 3.

**Figura 2: Relação entre cobertura do solo, OD e nitrogênio total; com o aumento da porcentagem da área coberta por floresta**



**Figura 3: Relação entre cobertura do solo, OD e nitrogênio total; para atividades agrícolas**



Fonte: CHANG, 2008.

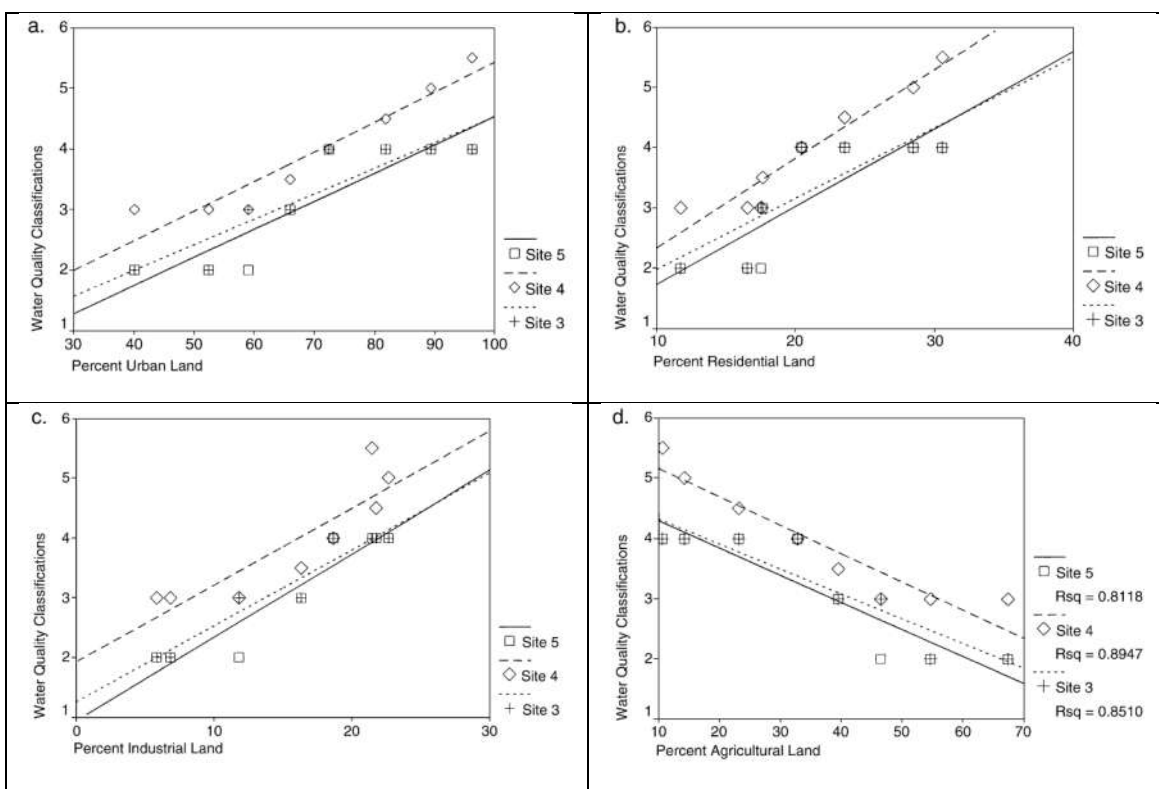
Estudando as relações entre a evolução da ocupação urbana na cidade de Shangai num intervalo de cinquenta anos, Ren et al. (2003) identificaram tendências de piora da qualidade da água com o aumento das porcentagens ocupadas por usos urbano, residencial e industrial e melhoria dessa qualidade nas áreas de uso agrícola. O indicador de qualidade adotado pelos

autores se distribui numa escala de 1 a 6, onde: 1 significa melhor padrão de qualidade e 6 pior qualidade da água (Figura 4).

Sendo assim, se faz conveniente tratar cada uso ou conjunto de usos, dependendo do caso, de forma separada. Assim é que, quando se classifica padrões de uso do solo de forma mais geral é comum que sejam utilizadas as categorias: agrícola, pecuária, vegetação natural, urbano, industrial, mineração, obras de infraestrutura, e corpos d'água.

Subclasses das classes acima descritas e outras classes são muitas vezes usadas para descrever o uso do solo. Porém, para os fins que interessam a esse capítulo as classes anteriormente descritas parecem ser suficientes e coerentes com o que se observa na maioria dos trabalhos que relacionam qualidade da água e uso do solo.

Figura 4: Relação entre porcentagem do tipo de uso do solo e índice de qualidade de água



Fonte: REN et al. 2003.

Nas áreas rurais, a maior parte dos impactos na qualidade da água se faz sentir nos mananciais superficiais como decorrência das atividades agropecuárias, incluindo alterações decorrentes de processos de degradação física e química do solo e aporte de insumos ou dejetos ao corpo d'água.

Considerando o aporte de matéria mineral, a erosão do solo é o processo que contribui de forma mais significativa. O transporte de sedimentos para os corpos d'água pode acarretar efeitos diversos, sendo o assoreamento o mais notável, mas incluindo incorporação de sólidos em suspensão que vão provocar alterações na turbidez da água, deposição de sedimentos no

fundo dos corpos d'água alterando o ambiente aquático e podendo introduzir substâncias estranhas ao meio.

O carreamento de insumos agrícolas pela circulação da água de chuva ou de processos de irrigação no solo pode resultar no transporte dessas substâncias para os mananciais superficiais provocando alterações importantes na qualidade da água.

De forma análoga, as atividades pecuárias extensivas também podem ocasionar o aparecimento de processos erosivos se práticas adequadas de manejo do solo não forem utilizadas.

No caso das atividades pecuárias, também pode ocorrer que dejetos de animais sejam carreados ou lançados nos corpos hídricos, alterando a qualidade da água, em particular em áreas de pecuária intensiva.

Em geral, a presença de vegetação natural, especialmente espécies arbóreas, gera impactos positivos na qualidade da água, visto manter ou recuperar as condições originais da mata ciliar. No entanto, certas associações vegetais podem propiciar condições ao ecossistema local que favoreçam o desenvolvimento de espécies que podem alterar as condições de qualidade da água.

O uso urbano do solo na proximidade de corpos hídricos é potencial gerador de impactos negativos na qualidade da água. Tais efeitos podem ser fruto do aporte de fluxos de escoamento superficial na bacia que podem gerar processos erosivos que carreiam sedimentos, os quais podem ainda estar associados às substâncias decorrentes das atividades humanas que estejam sobre a superfície da área urbana.

Existem também fontes potenciais de impactos na qualidade dos recursos hídricos em áreas urbanas decorrentes do lançamento de águas servidas ou mesmo de fluxos da rede de drenagem urbana que podem conter substâncias variadas capazes de gerar contaminação e poluição das águas.

A natureza de tais substâncias e seus efeitos na qualidade da água vai depender do tipo de atividade econômica existente nas áreas fontes de tais fluxos.

Mesmo não tendo a mesma expressão espacial que os efeitos dos usos agropastoris e urbano na qualidade da água, outros usos podem resultar efeitos nocivos à água, em particular quando a natureza do contaminante pode representar riscos mais sérios à saúde humana e animal.

Também no caso do uso industrial, que pode ocorrer em áreas urbanas ou rurais, existe grande diversidade de atividades e fontes de substâncias nocivas à qualidade da água, que podem ser incorporadas aos corpos d'água tanto fruto de seu uso como matéria prima nos processos industriais como em efluentes industriais não tratados ou que não receberam o tratamento adequado.

O uso do solo para atividades de mineração pode impactar a qualidade dos mananciais, tanto quanto a disponibilidade de recursos hídricos para abastecimento e uso, uma vez que a exploração de recursos minerais quase sempre está relacionada às escavações que podem

comprometer as vazões de mananciais de superfície ou a capacidade de campo de mananciais subterrâneos.

Do ponto de vista da qualidade dos recursos hídricos, as atividades mineiras frequentemente usam a água como veículo para diversos processos de tratamento de minérios após os quais usualmente os efluentes gerados contêm substâncias nocivas à qualidade dos recursos hídricos.

Diversos tipos de obras de engenharia, em particular as obras de infraestrutura, envolvem atividades que podem impactar negativamente a qualidade da água, seja durante sua construção ou sua operação.

Os impactos que ocorrem durante a construção podem eventualmente serem revertidos ou terem caráter temporário, porém os impactos surgidos durante a operação são muitas vezes considerados permanentes e apresentam um caráter persistente uma vez que as ações relacionadas a tais obras são geralmente repetitivas.

A natureza dos danos potenciais à qualidade dos recursos hídricos pode ser bastante variada também neste caso, indo desde o simples aporte de sedimentos que podem influir na espessura da lâmina d'água e em processos biológicos e físico-químicos da água, até o lançamento (proposital ou acidental) de produtos químicos variados.

Um caso particular de grande interesse dentre as obras de infraestrutura que podem impactar a qualidade dos recursos hídricos é a construção de barragens, as quais podem ser responsáveis por mudanças importantes na dinâmica dos fluxos que implicam em prejuízos à qualidade da água, como podem ainda estar associadas às atividades acessórias ou derivadas que permitem o lançamento de substâncias.

Também merecem destaque as obras de infraestrutura de transporte, em particular durante sua operação, que podem gerar fontes pontuais ou difusas de contaminação e poluição.

Em geral, se pode dizer que os efeitos decorrentes do uso do solo feito pelo homem impactam a qualidade da água não importa sua localização no planeta.

Porém, dadas às particularidades na circulação da água na superfície da Terra e na litosfera, é comum que para fins de avaliação e gerenciamento os mananciais sejam divididos em superficiais e subterrâneos.

Por essa razão, esse capítulo tratará separadamente os efeitos do uso do solo na qualidade da água dos mananciais de superfície e subsuperfície.

## **2 USO DO SOLO E QUALIDADE DOS MANANCIAIS SUPERFICIAIS**

### **2.1 Uso agrícola e pastoril**

A avaliação dos efeitos na qualidade de mananciais superficiais do uso do solo para atividades agrícolas é de grande importância, dadas às dimensões que tal uso representa em grandes parcelas rurais do território brasileiro.

Mesmo que os efeitos de tal uso por vezes tenham mais impacto sobre quantidade e disponibilidade que propriamente sobre a qualidade dos recursos hídricos, sua larga distribuição territorial faz com que sua importância não possa ser desprezada.

Alberta Government (2014) relaciona as ações comuns no meio rural que apresentam alto potencial de dano à qualidade dos recursos hídricos superficiais. Com relação às atividades agrícolas, os autores destacam a importância do aporte de substâncias estranhas como fertilizantes, estrume, e efluentes; e incluem ainda pesticidas e sedimentos como fontes secundárias de prejuízo à qualidade da água.

Para EPA (2012) dentre as duas fontes mais comuns de impactos na qualidade da água (fontes pontuais, como indústrias; e fontes não pontuais) as fontes pontuais tradicionalmente tem recebido maior atenção. Porém, as fontes não pontuais incluem materiais e substâncias de grande importância cuja avaliação requer cuidados, como nutrientes provenientes de práticas agrícolas; substâncias tóxicas, como pesticidas; sedimentos provenientes de processos erosivos, e detritos variados.

Verificando os efeitos hidrológicos do uso do solo em escala local e regional, Tong e Chen (2002) verificaram que indicadores de qualidade como nitrogênio, fósforo e coliformes fecais mostraram as respostas mais eficientes na modelagem da relação entre fontes de contaminação e concentração de materiais, em particular em bacias afetadas por uso urbano e agrícola.

Numa tentativa de correlacionar concentrações de nitrogênio e sólidos totais em suspensão em vinte e oito sub-bacias, Ahearn et al. (2005) verificaram uma relação linear entre o aumento da densidade da atividade agrícola e o crescimento das taxas de N, enquanto as taxas de sólidos totais não exibiam uma relação clara com as atividades agrícolas, pois suas taxas apresentavam contribuição das áreas de pastagem.

Os mesmos autores verificaram ainda que durante os períodos de seca a redução dos sólidos totais em suspensão era linear, porém as relações com as taxas de ocupação não exibiam redução significativa.

California Water Boards (2012) identificou a persistência de resíduos de DDT em sedimentos de canais fluviais em bacias em áreas agrícolas com aplicações há quarenta anos, assim como o crescimento significativo de resíduos de inseticidas piretróides.

Kang et al. (2010) tentaram modelar as relações entre uso do solo e parâmetros geomorfológicos com dados de concentrações de *Escherichia coli*, *Enterococci bactéria*, e seis espécies de metais pesados, em coletas mensais entre 2007 e 2008 em cinquenta pontos de monitoramento, usando dois diferentes modelos lineares (regressão linear múltipla e mínimos quadrados restritos).

Para o uso agrícola os autores verificaram que o modelo de regressão foi mais adequado para descrever as variações na água, enquanto o modelo de mínimos quadrados ajustou melhor os dados de uso do solo para as variáveis. A ocupação agrícola foi responsável por variações mais significativas nas concentrações de metais pesados na água.



Na Eslováquia, Pekárová e Pekár (1996) mostraram estreita relação entre métodos de cultivo e concentração de nitrato na água de rios que recebiam aporte de escoamento superficial de áreas agrícolas. No período compreendido entre 1988/1989 e 1992/1993 a redução do uso de fertilizantes inorgânicos na agricultura resultou numa redução de 59% nas concentrações de nitratos nos cursos d'água.

Avaliando uma bacia com conflito entre uso agrícola (próximas às áreas de cabeceira das drenagens) e de abastecimento urbano para a cidade a jusante, Fisher et al. (2000) levantaram concentrações de fósforo, nitrogênio, e coliformes fecais em diversos pontos da bacia e concluíram que as condições atuais na bacia tem favorecido a mitigação dos conflitos em função da distribuição dos usos na mesma e do potencial de autodepuração dos corpos hídricos.

De forma análoga ao uso agrícola, nas áreas de pastoreio as fontes difusas que provocam alteração da qualidade da água se relacionam a fluxos com aporte de substâncias ao corpo hídrico, sendo mais comuns os aportes de nitrogênio, fósforo e patógenos (GILDERSLEEVE e COMPTON, 2011).

Tais danos podem ser reduzidos em áreas irrigadas se houver monitoramento e controle do volume irrigado. Sem irrigação em excesso, se reduz a possibilidade de escoamento superficial o qual pode carrear das áreas de pastagens substância nocivas à qualidade da água (ORLOFF, HANSON e PUTNAN, 2014).

Freire e Castro (2014) destacam que nas sub-bacias por eles estudados, as áreas com maiores concentrações de nitrogênio e baixa concentração de oxigênio dissolvido foram aquelas de uso pastoril sem manejo adequado do solo.

Áreas de pastoreio manejadas de forma inadequada podem ser responsáveis por alta disponibilidade de contaminantes para a água. Segundo dados de Ranells et al. (2014), em pastagens que recebem 180 a 230 libras de fertilizante nitrogenado por acre, o retorno de nitrogênio por urina ou estrume de gado se situa na faixa de 138 libras para gado de corte e 268 para gado leiteiro.

Segundo os autores, considerando que um monte de estrume ocupara uma área de um pé quadrado e uma poça de urina algo como 4 a 7 pés quadrados, se tem um aporte diário de 500 a 1000 libras de nitrogênio por acre.

Avaliando os efeitos na qualidade da água em áreas de pastagem e confinamento, Sutton (2014) destaca que nas áreas de pastagem, além do nitrogênio comumente derivado dos dejetos dos animais pode haver um acréscimo de bactérias e compostos carbonatados que podem contaminar a água.

Com relação às áreas de confinamento, o autor destaca que caso não haja um sistema eficiente de tratamento do estrume, altas taxas de nitrogênio na forma de nitrato podem ser carregadas pelo escoamento superficial, vindo a contaminar mananciais.

Tate et al. (2005) mostram que a aplicação de procedimentos que reduzam o aporte aos mananciais de substâncias derivadas de áreas de pastagens pode ser monitorado com dados de condutividade elétrica e nutrientes dissolvidos na água. Os autores identificaram a redução em teores de nitrato, amônia, fosfato, sulfato e potássio.

## 2.2 Uso urbano

Da mesma forma que o uso agrícola, a intensidade e a persistência das transformações ambientais decorrentes do uso urbano do solo fazem com que essa categoria de uso tenha grande influência na qualidade dos recursos hídricos superficiais.

Dada à diversidade de atividades que ocorrem nas áreas urbanas, as fontes de substâncias que podem interferir com a qualidade da água são também bastante variadas.

As mais expressivas dessas fontes são sem dúvida os resíduos sólidos e líquidos e as partículas e substâncias carregadas para os corpos d'água pelo sistema de drenagem urbana.

No entanto, dados sistemáticos de monitoramento de rios e córregos urbanos mostram concentrações de metais pesados como cádmio, cobre, cromo, chumbo e zinco; oriundos de pastilhas de freios, encanamentos, atividades industriais e comerciais (CALIFORNIA WATER BOARDS, 2012).

Apesar de normalmente as atividades comerciais, residenciais e industriais terem seus efluentes conduzidos para sistemas de tratamento, ocasionalmente atividades humanas podem ser responsáveis pelo aporte de substâncias aos corpos hídricos (EPA, 2012).

Segundo California Water Boards (2012), os dados de qualidade da água em bacias hidrográficas que apresentem parte de sua ocupação com atividades urbanas mostram que as maiores concentrações e toxicidade de muitos dos poluentes identificados são mais expressivas nas áreas com maior densidade de ocupação urbana.

Fruto das fontes de contaminação relacionadas aos fluxos urbanos, às áreas com densa ocupação urbana apresentam altos índices de nitrogênio e fósforo se comparadas a outras formas de usos do solo (TONG e CHEN, 2002).

Chang (2008) identifica indícios de que a ocupação urbana está relacionada com o crescimento da poluição da água que pode ter sua variabilidade espacial relacionada a mapas de distâncias (buffers) de indicadores como DBO, DQO, sedimentos em suspensão e fósforo total.

Ren et al. (2003) avaliaram a relação entre crescimento urbano e qualidade de água em Shangai no período entre 1947 e 1996. Os resultados mostraram clara relação entre taxas de urbanização e declínio da qualidade da água, com um período inicial (1947-1964) com crescimento sustentável em termos de infraestrutura e serviços urbanos, um período de crescimento lento (1964-1979), seguido por um de crescimento acelerado (1979-1996) (Tabela 2).

A classificação da qualidade da água em cinco classes (com a qualidade da água decrescendo à medida que o número da classe aumenta) mostra o decréscimo da qualidade da água com o aumento da expansão urbana, com variações mais notáveis em tempos mais recentes.

**Tabela 2 : Classe de qualidade da água por local de amostragem, 1947-1996**

Censo	Local 1	Local 2	Local 3	Local 4	Local 5
1947	1	1	2	3	2
1958	1	2	2	3	2
1964	2	2	3	3	2
1979	2	2	3	3.5	3
1984	2	3	4	4	4
1988	2	3	4	4.5	4
1993	2.5	3.5	4	5	4
1996	2.5	3.5	4	5.5	4

Fonte: Adaptado de REN et al. (2003).

Estudo posterior focado na evolução da relação entre urbanização e qualidade da água em Shanghai (YIN, et al., 2005) correlaciona à densidade da ocupação urbana e parâmetros de qualidade, confirmando as suspeitas de trabalhos anteriores na área e estudos similares em outras cidades, que mostram que os maiores danos à qualidade da água são registrados nas áreas de ocupação mais densa.

Obata (2010) mostrou que a expansão urbana, especialmente o aumento da geração de resíduos com disposição inadequada e a falta de um sistema eficiente de drenagem urbana foram os principais fatores da diminuição da qualidade da água em Benin (Nigéria).

Analisando dados de agências ambientais para avaliar a relação da qualidade da água com uso do solo, Wang (2001) verificou que os danos à qualidade da água eram mais expressivos em pontos de coletas próximos às áreas densamente ocupadas que após os pontos de lançamento de efluentes de sistemas de tratamento e esgoto.

### 2.3 Vegetação florestal e arbórea

Diversos estudos ao longo do tempo têm demonstrado a importância da vegetação (em particular a vegetação arbórea) na conservação e melhoria da qualidade da água de mananciais.

Comparando parâmetros de qualidade de áreas de bacias situadas em áreas de vegetação ciliar e áreas de uso agrícola; Donadio, Galbiatti e Paula (2005) verificaram que os parâmetros de qualidade apresentaram melhores valores de turbidez, alcalinidade e nitrogênio total nas áreas com mata ciliar.

Maillard e Santos (2008) mostram que em áreas onde a cobertura vegetal tem sido substituída para dar lugar a atividades agropecuárias, as áreas remanescentes de floresta apresentam valores mais favoráveis de parâmetros de qualidade de água, em particular turbidez, nitrato, nitrito, e coliformes fecais.

Com o objetivo de avaliar os impactos de diferentes usos do solo na qualidade de mananciais superficiais, Coelho, Buffon e Guerra (2011) utilizaram um índice de qualidade composto pelos indicadores oxigênio dissolvido, pH, turbidez, sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais. Os autores concluem que a qualidade da água é preponderantemente influenciada pelas características de ocupação do solo da zona ripária em comparação com outras áreas da bacia.

Quinn et al. (1997) analisaram os efeitos na qualidade da água em áreas cuja ocupação original era de floresta nativa e que foi substituída em parte por pastagem e silvicultura. O estudo, realizado quinze anos após as mudanças mostrou variações nos parâmetros: sedimentos inorgânicos em suspensão, sólidos em suspensão e resíduos lenhosos grosseiros; que indicaram redução da qualidade da água.

Visando avaliar os efeitos das relações entre associações de usos do solo e qualidade de água de reservatórios, Lee et al. (2009) avaliaram as combinações entre usos urbano, agrícola e florestal. Os resultados obtidos mostraram que a qualidade da água dos reservatórios era fortemente condicionada pelas proporções dos usos e que a qualidade era superior em situações onde a floresta apresentava-se não fragmentada e ocupava parcela majoritária da área.

## 2.4 Outros usos

Dada sua distribuição menor na superfície, outras formas de uso são menos investigadas, a não ser quando se tratam de substâncias de alto potencial de contaminação e poluição ou que representam riscos à saúde.

Kang et al. (2010) ao avaliarem os efeitos dos usos identificados (floresta, agricultura, urbano, solo exposto, industrial e mineração) na bacia do rio Yeongsan (3.455 km<sup>2</sup>) verificaram a contribuição dos usos na qualidade da água no exutório do rio, identificando quais usos tiveram contribuições mais relevantes para os resultados finais.

Mesmo representando parcelas inferiores a 1% da área cada um deles, os usos industrial e mineração foram os que mostraram registros importantes de substâncias nas águas do rio.

No caso do uso industrial, as evidências notadas foram concentrações de *Escherichia coli*, *Enterococci bacteria*, Fe, Mn, Zn, Cu, e Ni no período seco e de *Escherichia coli*, Al, Fe, Zn, e Cu no período chuvoso (KANG, et al., 2010).

Para o uso da mineração, foram detectadas concentrações significativas de Fe e Zn no período seco, e de Al e Fe no período chuvoso (KANG, et al., op. cit.).

Oguchi, Jarvie e Neal (2000) analisaram a qualidade da água da bacia do rio Humber (24.000 km<sup>2</sup>) a partir de dados de monitoramento de qualidade de água em 4.780 pontos de coleta, analisando concentrações de Ca, cloreto, Mg, Na, K, sulfato, amônia, nitrogênio total, nitrato, nitrito, fosfato, Al, Ba, B, Cd, Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Mg, Ni, Sr, Zn, sólidos em suspensão e carbono orgânico dissolvido.

Apesar da grande variabilidade dos dados, os autores verificaram que as altas concentrações de Cd, cloreto, Mg, Cr, Ni, Zn, Cu, Pb em algumas áreas eram originárias de fontes

industriais, especialmente em áreas próximas a núcleos urbanos. As concentrações significativas de Fe, Cd, Pb, Zn em áreas rurais foram relacionadas às antigas atividades de mineração.

### **3 USO DO SOLO E QUALIDADE DOS MANANCIAIS SUBTERRÂNEOS**

Assim como no caso de mananciais superficiais, as fontes de contaminação e poluição de mananciais subterrâneos podem ser muito variadas.

De acordo com EPA (2012) a contaminação da água de subsuperfície pode ser proveniente de atividades agropecuárias por meio da percolação de água contendo substâncias derivadas de fertilizantes, pesticidas, estrume e urina animal; os quais são responsáveis pelo aporte de nitrogênio e fósforo na água subterrânea.

No caso de atividades urbanas, a fonte mais comum de substâncias estranhas à água de subsuperfície são os resíduos líquidos e sólidos, além de efluentes de sistemas de tratamento de resíduos, os quais também podem mobilizar nitrogênio e fósforo para os mananciais subsuperficiais (EPA, 2012).

Hamilton, Miller e Nelson (2014) descrevem que levantamentos visando detectar a presença de nitrogênio, fósforo e pesticidas; realizados pelo serviço geológico dos Estados Unidos, revelam que as concentrações de N e P no campo usualmente excedem os teores necessários ao crescimento das plantas, e que quase sempre as amostras contêm misturas complexas de nutrientes e pesticidas.

Os autores informam ainda que as concentrações de nitratos são mais comuns nos aquíferos menos profundos (menos de 30,5m) e que em torno de 15% das amostras analisadas apresentam concentrações acima do recomendado para água indicada ao consumo humano.

Com relação às ocupações residenciais e comerciais, EPA (2012) destaca que as fontes mais importantes de contaminantes para a água subterrânea são os efluentes das estações de tratamento de águas residuárias, o que associado à proliferação de poços privados para abastecimento, tem favorecido a contaminação da água.

Apesar da falta de dados sistemáticos robustos, é muito provável que algo similar aconteça no Brasil, uma vez que a perfuração de poços privados sem controle técnico ou operacional confiável foi prática comum por muitos anos.

EPA (2012) destaca ainda que a remoção de poluentes da água subterrânea é muito mais difícil que nos mananciais superficiais, especialmente em unidades aquíferas mais profundas, fato que compromete ainda mais esse recurso como fonte de abastecimento quando contaminado.

Com relação aos produtos comuns na vida cotidiana que podem comprometer a qualidade de mananciais subsuperficiais, Seiler (2014) destaca produtos de limpeza de ambientes e de cuidado pessoal que são lançados na rede de esgoto ou de drenagem urbana e que chegam até os mananciais subterrâneos. Segundo o autor, mesmo que parte desses produtos seja metabolizada por bactérias no esgoto e nos sistemas de tratamento, parte deles chega aos mananciais.

Seiler (2014) lista ainda produtos de manutenção e limpeza de automóveis, tais como lubrificantes, fluidos, combustíveis, sabões e detergentes que podem ser lançados na rede de esgoto ou carreados para a rede de drenagem na ocorrência de chuvas.

No caso de produtos químicos de uso pessoal e farmacêuticos de saúde, Daughton (2014) lembra que tais produtos são encontrados em todas as residências humanas e que no passado os estudos se dirigiam apenas a produtos inseticidas de alta toxicidade (como o DDT), mas que ultimamente grande atenção tem sido dada a produtos variados, drogas prescritas e compradas sem prescrição, agentes diagnósticos, fragrâncias, cosméticos, e muitos outros com “profunda atividade bioquímica”.

Viessman Jr. (2014) lembra que no passado era comum que as cidades combinassem os sistemas de esgoto e de drenagem urbano num único sistema, o qual incluía ainda lançamentos de resíduos industriais. De fato, no Brasil muitas cidades ainda apresentam tal peculiaridade.

O autor lembra ainda que mesmo com os sistemas atuais de tratamento, a disposição do lodo proveniente de tais sistemas ainda é um problema. Com relação à rede de drenagem urbana, o autor destaca que mesmo que haja tratamento da água dela proveniente, o volume de água no sistema torna tais processos pouco eficientes ou mesmo não aplicáveis.

Andrews (2014) lembra que no caso de sistemas de tratamento não ligados em rede, como fossas sépticas, é fundamental que haja controle da percolação de fluidos para o solo, os quais podem contaminar os mananciais subterrâneos.

A autora relata ainda que a substância mais comum nesse caso é o nitrato e que no caso de tratamentos inadequados a infiltração dos efluentes pode ter o mesmo efeito na qualidade da água que o esgoto.

Considerando os efeitos dos resíduos sólidos urbanos na contaminação da água subterrânea, Richmond e Clendenon (2014) lembram que além dos riscos de contaminação nos locais de disposição dos resíduos, o lixo pode ser carreado para o sistema de drenagem urbana, contaminando a água, além dos lançamentos clandestinos em corpos d’água superficiais que podem também comprometer a qualidade dos mananciais de subsuperfície.

Os autores destacam ainda que em países em desenvolvimento é comum que resíduos industriais e de serviços de saúde também podem ser dispostos em conjunto com o resíduo sólido urbano agravando os riscos de contaminação por produtos tóxicos e patogênicos.

Eldridge (2014) lembra que além dos aterros sanitários, é preciso cuidado especial com aterros industriais e de serviços de saúde, por conterem resíduos perigosos. A autora lembra que além de conter matéria orgânica, substâncias derivadas de sua decomposição, o lixiviado de aterros sanitários pode conter Ca, Mg, Na, Fe, K, Cr, Mn, Cu, Pb, e Ni.

#### **4 PROPOSTAS DE GERENCIAMENTO PARA REDUÇÃO DOS IMPACTOS**

Em geral as opções de gerenciamento mais eficazes na redução de riscos de contaminação e poluição de recursos hídricos se caracterizam pela tentativa de evitar que o processo capaz de gerar o contaminante ocorra.

No caso dos processos relacionados à erosão isso significa atuar no sentido de impedir a instalação da erosão ou interromper sua ação alterando condições ou condicionantes que façam com que a erosão se desencadeie.

NAHARP (2014) destaca que mesmo com as novas tecnologias agrícolas para conservação do solo, a intensificação do uso agrícola para produção de alimentos no Canadá tem mostrado indicadores de melhora na qualidade do solo que não se refletem em melhoria na qualidade da água.

Um programa de melhora de índices de produtividade agrícola associada à conservação dos recursos naturais proposto por Food Alliance (2014) lista uma relação de estratégias para atingir tais objetivos: (1) controlar e reduzir a erosão; (2) identificar indicadores de qualidade para verificar produtividade e saúde do solo; (3) uso de plantio direto, rotação de culturas e aproveitamento de resíduos; (4) adotar estratégias de conservação da água; (5) proteger as fontes de água da contaminação; e (6) promover rotação entre pastagem e culturas de grãos.

Cook et al. (2014) lembram que reduzir a erosão é a chave para controlar o aporte de sedimentos nos corpos aquáticos. Os autores propõem o uso de técnicas de controle do escoamento superficial no campo para atingir tal objetivo.

Ao relacionar as melhores práticas de conservação do solo e proteção dos recursos hídricos, Al-Kaisi et al. (2009) listam: rotação de culturas, manejo de resíduos, práticas de cultivo, hidrovias gramadas, Terraceamento e curvas de nível.

Para Maryland Department of Agriculture (2012) um programa adequado de conservação de solo e água deve ser capaz de cumprir diversas metas, dentre as quais podem ser destacadas: manter e melhorar o solo e seu gerenciamento, implantar melhores técnicas de gerenciamento, proteger e melhorar a qualidade da água, manter e proteger a vida selvagem.

Com relação às áreas de pastagem, Orloff, Hanson, e Putnam (2014) dão orientações acerca do monitoramento da umidade do solo como prática para evitar a irrigação excessiva, protegendo o solo da erosão e os recursos hídricos superficiais do efeito do carreamento de partículas e substâncias nocivas.

Gilersleeve e Compton (2011) propõem uma série de alternativas de manejo de pastagens em zonas ripárias para proteção dos cursos d'água, considerando a estação do ano em que as práticas são adotadas. Para cada uma das alternativas os autores apresentam vantagens e desvantagens da adoção respondendo questões relacionadas à sua eficiência.

Rannels et al. (2014) listam uma série de perguntas a respeito das técnicas de cultivo e conservação adotadas para servir de orientação aos agricultores. Dentre as questões vale a pena destacar temas como: rotação de espécies, variações na densidade da pastagem, associação de espécies, controle de compactação do solo e mudanças nas fontes de água para o cultivo.

Para Sutton (2014) manejar adequadamente áreas de pastagem para preservar os mananciais de superfície pressupõe: (1) manter uma densidade de pastagem adequada à espécie e ao tamanho do animal; (2) implantar pastagens em solos bem drenados para favorecer a infiltração; (3) localizar as áreas de pastagem a pelo menos 30m de distância de mananciais; (4) usar técnicas de cultivo que favoreçam a infiltração, como curvas de nível e terraços.

Buscando estratégias para reduzir a contaminação dos recursos hídricos de superfície por *E. coli* em áreas de pastagem, Huang et al. (2014) sugerem adotar menores densidades de pastagens, reduzir taxas de escoamento superficial no campo, e pastejo rotacionado com remoção do gado antes dos eventos de irrigação.

Para áreas urbanas, Randhir (2014) lembra que a presença de vegetação natural, como cobertura florestal, favorece infiltração e reduz escoamento superficial. O autor sugere que um processo típico de planejamento de uso do solo deve envolver os seguintes passos: estabelecimento de metas; inventário dos recursos naturais; análise dos conflitos; estabelecimento de prioridades e alternativas, verificação da sustentabilidade dos processos; seleção da melhores alternativas; desenvolvimento de um plano sua implantação e monitoramento; e revisões do plano.

Com relação aos programas de monitoramento de qualidade de água subterrânea, passo essencial antes da proposição de medidas de intervenção, Hamilton, Miller e Nelson (2014) destacam que o sucesso de qualquer programa dessa natureza depende do estabelecimento de padrões aceitáveis de existência de tais substâncias na água, da consideração dos possíveis efeitos da combinação dessas substâncias, com relação ao potencial de contaminação dos mananciais de subsuperfície por produtos químicos, Seiler (2014) entende que algumas questões básicas ainda precisam ser respondidas: (1) dentre os milhares de produtos existentes, quais são mais sensíveis ao tratamento das águas servidas; (2) quais seriam as concentrações aceitáveis dessas substâncias na água; (3) consideradas tais concentrações, que efeitos se pode esperar nos seres humanos e em outras espécies; (4) o que pode ser feito para impedir o transporte dessas substância até os mananciais.

Para Daughton (2014), enquanto produtos de higiene pessoal são consumidos em maior escala que produtos farmacêuticos, as drogas tendem a ser mais ativas biologicamente e cada produto terapêutico tem seu alvo bioquímico específico, tornando difíceis alternativas de tratamento em larga escala.

Para Viessman Jr. (2014) a eficiência dos tratamentos de águas residuárias é uma consequência da correta consideração dos seguintes critérios de projeto: (1) a natureza dos resíduos a serem tratados; (2) a intensidade de tratamento requerida para preservar ou melhorar a qualidade dos efluentes e proteger os recursos hídricos.

Com relação aos resíduos sólidos, Richmond e Clendenon (2014) destacam que mesmo havendo legislação específica para o gerenciamento de tais resíduos, sua aplicação costuma ser mais eficiente em relação a resíduos domésticos, uma vez que para os resíduos industriais sua diversificada natureza impõe muitas vezes a necessidade de adoção de técnicas específicas para cada caso.

Eldridge (2014) destaca que no gerenciamento de aterros de resíduos a lixiviação de produtos perigosos deve merecer atenção especial dado seu potencial de contaminação de mananciais subterrâneos, e que a implantação de poços de monitoramento ainda é a técnica mais eficiente de acompanhamento de tais processos.



A autora lembra ainda que, mesmo que as condições no ambiente natural sejam favoráveis à redução do potencial de contaminação da água subterrânea, como degradação microbiana e absorção por minerais, há uma tendência na sociedade atual de produção de materiais com maiores toxicidade que os mais antigos para desempenhar a mesma função.

## REFERÊNCIAS

AHEARN, D.S.; SHEIBLEY, R.W.; DAHLGREN, R.A.; ANDERSON, M. ; JOHNSON, J.; TATE, K.W. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. **Journal of Hydrology**, v.313, p. 235-247, 2005.

AL-KAISI, M.M.; HANNA, M.; LICHT, M.; PETERSEN, T.; KOCH, J. **SOIL EROSION & Water Quality**. 2009. 6f. Iowa State University.

ALBERTA GOVERNMENT. Impact of Land Use on Water. 3p. Disponível em <<http://esrd.alberta.ca/water/education-guidelines/impact-of-land-use-on-water.aspx>>. Acesso em: 13 Jun. 2014.

ANDREWS, G.G. Septic System Impacts. 6p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Re-St/Septic-System-Impacts.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

CALIFORNIA WATER BOARDS. Land use, pollutants, and water quality in California streams. 6p. Disponível em <[http://www.waterboards.ca.gov/water\\_issues/programs/swamp/](http://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/)>. 2012. Acesso em: 15 Jun. 2014.

CASTRO, S.S.; QUEIROZ NETO, J.P. Soil erosion in Brazil from coffee to the present-day soy bean production. **Developments in Earth Surface Processes**, v.13, p. 137-145, 2010.

CHANG, H. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. **Water Research**, v.42, p. 3285-3304, 2008.

CHAVES, H.M.L. Soil erosion modeling & control in Brazil: past, present and future. In: INTERNATIONAL WORKSHOP EROSION, TRANSPORT AND DEPOSITION OF SEDIMENTS, 1, 2008. **International Sediment Initiative**, Rio de Janeiro: 2008.

COELHO, R.C.T.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Revista Ambiente & Água**, v.6, p. 104-117, 2011.

COOK, M.G.; ZUBLENA, J.P.; HODGES, S.C.; NADERMAN, G.C. How soils influence water quality. 4p. Disponível em <<http://www.soil.ncsu.edu/publications/Soilfacts/AG-439-01/>>. Acesso em: 13 Jun. 2014.

DAUGHTON, C.G. Chemicals from Pharmaceuticals and Personal Care Products. 8p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Ce-Cr/Chemicals-from-Pharmaceuticals-and-Personal-Care-Products.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

DONADIO, N.M.M.; GALBIATTI, J.A.; PAULA, R.C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Eng. Agríc.**, v.25, p. 115-125, 2005.

ECKHARDT, D.A.V. Land Use and Water Quality. 13p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/La-Mi/Land-Use-and-Water-Quality.html>>. Acesso em: 11 Jul. 2014.

ELDRIDGE, A. Landfills: Impact on Groundwater. 7p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/La-Mi/Landfills-Impact-on-Groundwater.html>>. Acesso em: 11 Jul. 2014.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Land Use Impacts on Water. 2p. Disponível em <<http://www.epa.gov/greenkit/toolwq.htm>>. 2012. Acesso em: 15 Jun. 2014.

FARAGE, J.A.P. **Influência do uso e da ocupação do solo na qualidade da água a capacidade autodepurativa do rio Pomba**. 2009. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa.

FISHER, D.S.; STEINER, J.L.; ENDALE, D.M.; STUEDEMANN, J.A.; SCHOMBERG, H.H.; FRANZLUEBBERS, A.J.; WILKINSON, S.R. The relationship of land use practices to surface water quality in the Upper Oconee Watershed of Georgia. **Forest Ecology and Management**, v.128, p. 39-48, 2000.

FOOD ALLIANCE. Soil and water conservation. 3p. <<http://foodalliance.org/>>. 2012. Acesso em: 13 jun 2014.

FREIRE, A.P.; CASTRO, E.C. Análise da Correlação do uso e Ocupação do Solo e da Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, p. 41-49, 2014.

GILERSLEEVE, R; COMPTON, P. **Strategies for Seasonal Livestock Use**. UW Extension - University of Wisconsin, 12p. 2011.

HAMILTON, P.A.; MILLER, T.L.; NELSON, D.O. Chemicals from Agriculture. 8p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Ce-Cr/Chemicals-from-Agriculture.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

HUANG, B.; SADO, Y.; LILE, D.; LANCASTER, D. Irrigated Pasture Management – *improving water and pasture quality*. 11p. Disponível em <[http://rangelandwatersheds.ucdavis.edu/main/projects/irrigated\\_pasture\\_mgmt.htm](http://rangelandwatersheds.ucdavis.edu/main/projects/irrigated_pasture_mgmt.htm)>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

KANG, J.; LEE, S.W.; CHO, K.H.; KI, S.J.; CHA, S.M.; KIM, J.H. Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. **Water Research**, v.44, p. 4143-4157, 2010.

LEE, S.W.; HWANG, S.J.; LEE, S.B., HWANG, H.S.; SUNG, H.C. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. **Landscape and Urban Planning**, v.92, p. 80-89, 2009.

MAILLARD, P.; SANTOS, N.A.P. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed - Brazil. **Journal of Environmental Management**, v.86, p. 158-170, 2008.

MARYLAND DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Soil Conservation Water Quality Plan Implementation. 5p. Disponível em <[http://mda.maryland.gov/resource\\_conservation/pages/scwqpi.aspx](http://mda.maryland.gov/resource_conservation/pages/scwqpi.aspx)>. 2012. Acesso em: 11 Jul. 2014.

MERCADO-FELICIANO, M. Chemicals: Combined Effect on Public Health. 4p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Ce-Cr/Chemicals-Combined-Effect-on-Public-Health.html>>. Acesso em: 11 Jul. 2014.

NAHARP. **Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Agri-Environmental Indicator Report Series 3**. 8p. <<http://www.agr.gc.ca/eng/?id=1295901472640>>. Acesso em: 13 jun 2014.

NRCS - East National Technology Support Center. Soil quality for environmental health: water quality. 2p. Disponível em <[http://soilquality.org/basics/value\\_water\\_quality.html](http://soilquality.org/basics/value_water_quality.html)>. 2011. Acesso em: 13 Jun. 2014.

OBATA, O.O. **Effects of land use on water quantity and quality: A case study of Benin City, Nigeria Natural potential for erosion in Brazilian territory**. University of Abertay, 16p. 2010.

OGUCHI, T.; JARVIE, H.P.; NEAL, C. River water quality in the Humber catchment: an introduction using GIS-based mapping and analysis. **The Science of the Total Environment**, v.251-252, p.9-26, 2000.

ORLOFF, S.; HANSON, B.; PUTNAM, D. Soil-Moisture Monitoring: a simple method to improve alfalfa and pasture irrigation management. 8p. Disponível em <http://rangelandwatersheds.ucdavis.edu/publication%20list%20and%20files/orloff.pdf>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

PEKÁROVÁ, P.; PEKÁR, J. The impact of land use on stream water quality in Slovakia. **Journal of Hydrology**, v.180, p.333-350, 1996.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURTZ, D.; McNAIR, M., CRIST, S., SHPRITZ, L., FITTON, L. SAFFOURI, R. BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v.267, p.1117-1123, 1995.

PINHEIRO, A.; PIAZZA, G.A.; ALVES, T.C.; AGUIDA, L.M.; KAUFMANN, V; GOTARDO, R. Qualidade das Águas de uma Bacia Protegida por Floresta Ombrófila Densa. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, p. 101-117, 2014.

QUINN, J.M.; COOPER, A.N.; DAVEIS-COLLEY, R.J.; RUTHERFORD, J.C.; WILLIAMSON, R.B. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v.31, p. 579-597, 1997.

RANDHIR, T. Land use planning. 6p. Disponível em < <http://www.waterencyclopedia.com/La-Mi/Land-Use-Planning.html>>. Acesso em: 11 Jul. 2014.

RANELLS, N.N.; GREEN, J.T.; POORE, M.H.; HANSARD, R.; YOUNG, J. Grazing Livestock and Water Quality. 8p. Disponível em <<http://content.ces.ncsu.edu/20116.pdf>>. Acesso em: 15 Jun. 2014.

REN, W.; ZHONG, Y.; MELIGRANA, J.; ANDERSON, B.; WATT, W.E.; CHEN, J.; LEUNG, H. Urbanization, land use, and water quality in Shanghai 1947-1996. **Environment International**, v.29, p. 649-659, 2003.

RICHMOND, E.; CLANDENON, C. Pollution of Streams by Garbage and Trash. 7p. Disponível em < <http://www.waterencyclopedia.com/Oc-Po/Pollution-of-Streams-by-Garbage-and-Trash.html> >. Acesso em: 18 Jul. 2014.

SCHNEIDER, R.M.; FREIRE, R.; COSSICH, E.S.; SOARES, P.F.; FREITAS, F.H.; TAVARES, R.R. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. **Acta Scientiarum Technology**, v.33, p. 295-303, 2011.

SEILER, R.L. Chemicals from Consumers. 6p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Ce-Cr/Chemicals-from-Consumers.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

SILVA, A.M.; ALVARES, C.A.; WATANABE, C.H. **Natural potential for erosion in Brazilian territory**. Soil Erosion, Vol. 1, Intech. 2011.

SPAVOREK, G., CORRECHEL, V., PEREIRA BARRETTO, A.G.O. The risk of erosion in Brazilian cultivated pastures. **Sci. Agric.**, 64: 77-82. 2007.

SUTTON, A.L. Animal Agriculture's Effect on Water Quality Pastures and Feedlots. 5p. Disponível em <<https://www.extension.purdue.edu/extmedia/wq/wq-7.html>>. Acesso em: 15 Jun. 2014.

TATE, K.W.; LANCASTER, D.L.; MORRISON, J.A.; LILE, D.F.; SADO, Y.; HUANG, B. Monitoring helps reduce water-quality impacts in flood-irrigated pasture. **California Agriculture**, 51: 168-175. 2005.

TELLES, T.S.; GUIMARÃES, M.F. Soil erosion costs. In: SOBER 47TH CONGRESS. 47, 2009.

TONG, S.T.Y.; CHEN, W. Modeling the relationship between land use and surface water quality. **Journal of Environmental Management**, v.66: 377-393. 2002.

VISSMAN JR., W. Wastewater Treatment and Management. 7p. Disponível em <<http://www.waterencyclopedia.com/Tw-Z/Wastewater-Treatment-and-Management.html>>. Acesso em: 18 Jul. 2014.

WANG, X. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. **Journal of Environmental Management**, v.61: 25-36. 2001.

YIN, Z.; WALCOTT, S.; KAPLAN, B.; CAO, J.; LIN, W.; CHEN, M.; LIU, D.; NING, Y. An analysis of the relationship between spatial patterns of water quality and urban development in Shanghai, China. **Computers, Environment and Urban Systems**, v.29: 197-221. 2005.