

Fontes Difusas de Poluição da Água: Características e métodos de controle



Fernando Fabríz Sodré*

Grupo de Automação, Quimiometria e Química Ambiental (AQQUA), Instituto de Química, Universidade de Brasília, Caixa Postal 4478, CEP 90970-100, Brasília, DF.

Palavras-Chave

Resumo

Poluição Aquática
Fontes Difusas
Fontes Pontuais
Águas Naturais
Drenagem Urbana
Escoamento Superficial

Uma grande quantidade de poluentes surge em sistemas aquáticos naturais por meio de fontes pontuais e difusas. As fontes pontuais são facilmente identificadas e diagnosticadas e, por este motivo, é possível estabelecer medidas de controle ou, em alguns casos, ações que visam punir os responsáveis pelo descarte de resíduos que não se enquadram à legislação vigente. Ao contrário das fontes pontuais, as fontes difusas são aquelas cuja origem não pode ser facilmente identificada. Emissões difusas ocorrem em extensas áreas e, associadas à chuva, chegam aos corpos de água de forma intermitente. Devido a estas características, a identificação destas fontes constitui um grande desafio em estudos ambientais. Este artigo temático busca divulgar a problemática envolvendo fontes difusas de poluição devido à importância destas cargas poluidoras para a compreensão holística dos processos dinâmicos de poluição e manutenção da integridade do ambiente.

POLUIÇÃO DE ÁGUAS NATURAIS

Inúmeras atividades antrópicas são capazes de introduzir no ambiente uma série de substâncias e materiais de diferentes características que ali não existiam ou que já estavam presentes, mas sob quantidades menores. Estas atividades contribuem para a contaminação de compartimentos ambientais. Quando os agentes contaminantes causam mudanças perceptíveis no ambiente receptor dizemos que o ambiente encontra-se poluído. Estas mudanças nas características do meio físico poderão gerar diferentes tipos de impactos sobre a biota, podendo ser prejudicial a algumas espécies, mas não a outras. De qualquer maneira, ao considerar a existência de processos interdependentes entre várias espécies bióticas, estes impactos sempre levarão a desequilíbrios ecológicos. Resta saber quão intenso será o processo poluidor e se o mesmo poderá ser assimilado sem consequências deletérias ao ambiente ou àqueles que dele dependem.

O aumento vertiginoso da população e da industrialização nas últimas décadas, assim como surgimento de situações de escassez hídrica em regiões densamente

povoadas levaram a um cenário no qual grande parte das atividades antrópicas tem levado, invariavelmente, à poluição de águas naturais superficiais e subterrâneas.

Os mecanismos de poluição das águas podem ser divididos em duas categorias. A primeira consiste nas fontes de poluição pontuais que podem ser identificadas e diagnosticadas, sendo que, em muitos casos, é possível estabelecer ações corretivas ou mesmo punitivas. O descarte de esgotos domésticos ou industriais, tratados ou não, são exemplos de fontes pontuais. O esgoto bruto pode provocar a deterioração de ambientes aquáticos urbanos seja por meio do aporte de compostos antropogênicos ou por alterações na especiação de uma série de substâncias e elementos químicos presentes na coluna de água (Sodré e Grassi, 2007). Sodré e colaboradores (2012) avaliaram a especiação do cobre ao longo do Rio Iguazu à montante e à jusante da cidade de Curitiba e observaram que o aporte de esgoto bruto a partir da área urbana levou a mudanças significativas na distribuição e no destino final do metal na coluna de água. Markich e Brown (1998) avaliaram a qualidade das águas nos rios Hawkesbury e Nepean na Austrália e observa-

ram que a concentração de nutrientes, carbono orgânico e metais potencialmente tóxicos aumentaram em função de atividades antrópicas, particularmente associadas a fontes pontuais de poluição. Krusche e colaboradores (2002) observaram que o aporte de esgoto bruto e tratado foi responsável pelo enriquecimento de nitrogênio no material particulado orgânico e pelo aumento na taxa de crescimento da comunidade fitoplanctônica na Bacia do Rio Piracicaba, em São Paulo. Nesta mesma região, Williams e colaboradores (2001) mostraram que o aporte de esgoto bruto foi o principal aspecto responsável pela deterioração da qualidade das águas mesmo considerando uma ocupação de cerca de 5% da bacia por áreas urbanizadas. Segundo os autores, nesta região, apenas 16% do esgoto doméstico recebia tratamento, o que representava um aporte constante de matéria orgânica nas águas localizadas em regiões urbanas.

Ao contrário das fontes pontuais, as fontes difusas de poluição, também denominadas não-pontuais, são aquelas cuja origem não pode ser facilmente identificada. Cargas difusas, originadas em extensas áreas, podem ser transportadas de inúmeras maneiras até atingir o corpo aquático receptor. Entretanto, na maioria das vezes, não é possível monitorar os agentes poluentes a partir do ponto de origem, pois a fonte exata da descarga e os meios de difusão do poluente são extremamente difíceis de identificar. Geralmente, a poluição difusa surge a partir de operações consecutivas sobre extensas áreas, ao contrário das atividades pontuais que tipicamente caracterizam-se por operações repetitivas concentradas sobre pequenas áreas. Os poluentes originados a partir de fontes difusas não podem ser medidos em termos de limitações do efluente, por exemplo, tal qual ocorre com fontes pontuais associadas ao descarte de águas residuárias urbanas e industriais (Novotny e Chesters, 1981).

FONTES DIFUSAS DE POLUIÇÃO

Emissões difusas são geradas em extensas áreas e, quando associadas à chuva e ao escoamento que dela resulta, chegam aos corpos de água de forma intermitente. As principais fontes que contribuem para o aporte de contaminantes de maneira difusa são a deposição atmosférica úmida e seca (Wu et al., 1992), a lixiviação de compostos do solo e a drenagem de águas pluviais em ambientes rurais e urbanos (Mitchell, 2005). Em áreas rurais, as cargas difusas podem surgir a partir de atividades agrícolas por meio da contaminação da água por fertilizantes ou agrotóxicos aplicados ao solo (Gonçalves et al., 2000). Em regiões urbanas, as águas de drenagem podem carrear uma grande variedade de espécies potencialmente tóxicas para corpos aquáticos receptores. A-

lém disso, devido à elevada impermeabilização do solo, a taxa de infiltração da água é diminuída e, consequentemente, o escoamento na superfície torna-se maior (Mota, 1999; Tucci, 2003). Segundo Taebi e Droste (2004), o escoamento das águas de drenagem urbana pode ser responsável pela aceleração da erosão das margens dos rios, pelo aumento das taxas de eutrofização em ambientes lacustres e pela diminuição na qualidade da água dos corpos receptores à jusante, ou mesmo dentro de áreas urbanas.

Atualmente, países com elevados índices de tratamento de esgotos enfrentam desafios relacionados à poluição difusa de águas. Nos Estados Unidos, por exemplo, a ocorrência de fontes difusas é, há tempos, o principal motivo pelo qual muitos rios, lagos e estuários não se encontram limpos o suficiente para pesca e recreação (USEPA, 1996). A Tabela 1 mostra as principais fontes de poluição de águas segundo levantamento realizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, do inglês *United States Environmental Protection Agency*).

Tabela 1. Ranking das fontes prejudiciais à qualidade da água nos Estados Unidos

Ambientes aquáticos	Colocação		
	1º	2º	3º
Rios	Agricultura*	Cargas pontuais municipais	Alterações no curso/habitat
Lagos	Agricultura*	Cargas pontuais municipais	Drenagem urbana*
Estuários	Drenagem urbana*	Cargas pontuais municipais	Agricultura*

*Cargas difusas

Os dados mostrados na Tabela 1 evidenciam que cargas de origem difusa são as principais fontes de poluição de rios, lagos e estuários norte-americanos, enquanto que fontes pontuais, associadas ao descarte de águas residuárias urbanas e industriais, por exemplo, exercem papel secundário. Segundo a USEPA, fontes de poluição difusa incluem (i) o fluxo de retorno de áreas de irrigação, (ii) o escoamento superficial de áreas agrícolas e silvícolas que não incluam operações com animais confinados, (iii) as áreas de pastagem com animais não confinados, (iv) a drenagem urbana de comunidades com população abaixo de 100.000 hab, (v) a drenagem urbana de áreas não conectadas à rede de drenagem, (vi) o escoamento de áreas construídas menores que dois hectares, (vii) o transbordamento de fossas sépticas, (viii) a deposição atmosférica seca e úmida sobre a superfície da água, (ix) a drenagem ácida de minas abandonadas e (x)

as atividades desenvolvidas sobre o solo que são capazes de gerar contaminantes, tais como o desmatamento, a drenagem de pântanos, a canalização de cursos de água, entre outras.

Ao contrário dos Estados Unidos e de muitos outros países, o Brasil ainda enfrenta desafios relativos ao gerenciamento adequado de suas fontes poluidoras pontuais. Existe pouca informação sobre a importância de fontes difusas de poluição, embora certamente representem uma importante contribuição para poluição de corpos aquáticos brasileiros. Grande parte das águas de drenagem urbana geradas nas cidades brasileiras não recebe nenhum tipo de tratamento antes de atingir os corpos aquáticos receptores. Este aspecto é preocupante, uma vez que a descarga que surge a partir de um grande evento de chuva pode impactar um corpo de água tanto quanto uma carga normal de esgoto doméstico bruto (Taebi e Droste, 2004).

POLUIÇÃO DIFUSA EM AMBIENTES RURAIS

A poluição difusa pode ser dividida em duas categorias de acordo com suas origens em ambientes rurais e urbanos. Em áreas rurais, as cargas poluidoras relacionam-se, em sua maioria, às atividades agrícolas. Poluentes advindos da agricultura surgem a partir de práticas incorretas de manejo do solo e do uso desordenado de fertilizantes e agrotóxicos.

Eventos chuvosos sobre áreas destinadas à agricultura podem levar ao escoamento superficial de águas enriquecidas com partículas de solo, nutrientes, agrotóxicos e retardantes de chama usados em operações de combate a incêndios.

Os processos de erosão, originados a partir de práticas agrícolas impróprias, contribuem para o arraste de partículas de solo que contribuem para o assoreamento de rios e lagos. Além disso, estas partículas podem representar um risco em potencial à biota aquática seja por meio do aumento da turbidez, que resulta na diminuição da zona eufótica, ou ainda pelo aporte de poluentes retidos nas partículas de solo.

A poluição difusa por fertilizantes pode surgir na forma de nutrientes que lixiviam pela coluna de solo ou escoam superficialmente (Vervier et al., 1999; Agrawal, 1999). Sais nitrogenados e fosfatados utilizados em aumentam a carga de nutrientes de águas naturais promovendo mudanças significativas ao ecossistema receptor (Donoso et al., 1999; Yong e Jiabao, 1999) e favorecendo a eutrofização (Kronvang et al., 1996). Além disso, o excesso de alcalinidade de solos pode levar à lixiviação de bases para compartimentos subterrâneos. Agrotóxicos são considerados importantes poluentes difusos seja

por meio de mecanismos de lixiviação, seja pelo spray formado durante a aplicação de formulações ou ainda pela estocagem imprópria deste material.

Águas subterrâneas sofrem os efeitos de emissões difusas quando águas pluviais percolam pelo solo e lixiviam uma série de substâncias potencialmente tóxicas. Este tipo de processo poluidor assume grande importância, sobretudo em zonas de intensa atividade agrícola e pecuária. De maneira geral, os compartimentos subterrâneos são mais resistentes aos processos poluidores em comparação aos superficiais, pois a camada de solo sobrejacente atua como um filtro físico-químico. Assim, a ocorrência de um poluente em ambientes aquáticos subterrâneos dependerá de fatores como, tipo de aquífero, profundidade do nível estático, permeabilidade e constituição de solos.

Geralmente, aquíferos freáticos são mais vulneráveis que os confinados ou semiconfinados, salvo em situações nas quais as regiões de afloramento são diretamente afetadas pelos processos de poluição. Aquíferos cársticos são, geralmente, os mais vulneráveis, seguido dos fissurais e porosos, respectivamente.

A espessura da zona de aeração em solos exerce papel central na poluição de águas subterrâneas por cargas difusas. Espessuras maiores permitirão maior tempo de filtragem e aumentarão o tempo de exposição do poluente a agentes oxidantes e adsorventes presentes no solo. Uma zona de aeração impermeável ou pouco permeável representa uma barreira à penetração de poluentes para o aquífero. De maneira análoga, uma elevada permeabilidade permite a rápida dispersão dos agentes poluentes, sendo que o avanço da pluma poluidora poderá ainda ser acelerado pela exploração do aquífero. Aquíferos extensos podem estar parcialmente recobertos tanto por camadas impermeáveis quanto por áreas permeáveis dependendo da região. Neste caso, as áreas de maior permeabilidade atuam como zona de recarga e são mais suscetíveis à poluição, tanto pontual quanto difusa.

Finalmente, a constituição de solos também exerce papel importante nos mecanismos de dispersão de poluentes, uma vez que diversos componentes orgânicos e inorgânicos irão interagir com agentes poluidores. A matéria orgânica natural, por exemplo, possui capacidade de complexar uma gama variada de metais potencialmente tóxicos e moléculas orgânicas (McBride, 1994; Sposito, 1989). Óxidos, hidróxidos e minerais silicatados também oferecem sítios capazes de reter elementos e substâncias químicas (Sodré et al., 2001). Uma vez no solo, um poluente poderá passar por uma série de reações físicas, químicas, bioquímicas e/ou fotoquímicas antes de atingir a água subterrânea. Estas reações poderão neutralizar, modificar, retardar ou mesmo magnificar a ação de um poluente (McBride, 1994) por meio de me-

canismos de adsorção, desorção, hidrólise, precipitação, diluição, oxidação, redução, complexação, entre outros.

POLUIÇÃO DIFUSA EM AMBIENTES URBANOS

Desde os primórdios da humanidade, a disponibilidade de recursos hídricos sempre foi o aspecto mais importante na localização e desenvolvimento de cidades. Além do atendimento às necessidades biológicas do ser humano, a água exerce papel fundamental para o desenvolvimento de práticas industriais, agrícolas e sócio-culturais. O ambiente urbano é formado por dois sistemas distintos, porém intimamente correlacionados: o sistema natural, composto essencialmente por solos, águas naturais, fauna e flora; e o sistema antrópico, que inclui o homem e suas atividades sobre o sistema natural. É importante mencionar que as alterações feitas pelo homem nas grandes cidades acontecem sempre de forma rápida e variada, não permitindo, por muitas vezes, que o sistema natural se recupere (Mota, 1999). A Figura 1 mostra as consequências do processo de urbanização sobre o ciclo hidrológico.



Figura 1. Efeitos da urbanização sobre o ciclo hidrológico.

Em ambientes urbanos há uma diminuição dos processos de evapotranspiração como resultado direto da redução da vegetação nativa e conseqüente diminuição da perda de vapor de água pelas plantas (Manahan, 1999). Há também diminuição da percolação de água pela coluna de solo, uma vez que há impermeabilização e compactação do solo por obras de pavimentação nos centros urbanos. Por outro lado, em centros urbanos comumente observa-se aumento de precipitação, uma vez que as atividades antrópicas produzem maior núme-

ro de núcleos de condensação, ainda que apresentem menor umidade relativa em função da formação das “ilhas de calor”. Tal qual ocorre em ambientes rurais, em áreas urbanas o aumento da precipitação promove um fluxo elevado de águas sobre a superfície que carregam poluentes e contribuem para a aceleração dos processos de erosão e assoreamento.

Em grandes centros urbanos, comumente há perda crescente de solo e redução de área verde via expansão desordenada de bairros, aumento da impermeabilização asfáltica e inexistência de programas de contenção de encostas. A Tabela 2 mostra quão comprometida será a mobilidade da água em centros urbanos em função do aumento da impermeabilização do solo.

Tabela 2. Mobilidade da água em função do avanço da urbanização. Adaptado de Mota, 1999.

Superfície Pavimentada	Escoamento Superficial	%		Evapotranspiração
		Infiltração Superficial	Infiltração Profunda	
0	10	25	25	40
10 – 20	20	21	21	38
35 – 50	30	20	15	35
75 – 100	55	10	5	30

Na Tabela 2, observa-se que a urbanização provoca alterações na drenagem das águas pluviais, resultando em um aumento do volume das águas de escoamento superficial. Além disso, em função do aumento da superfície pavimentada, a água proveniente de eventos intensos de chuva deverá ser quase que totalmente escoada superficialmente, sem que haja tempo hábil para que parte da carga seja absorvida pelo solo.

Eventos de chuvas, principalmente os de grande intensidade que ocorrem em períodos curtos, constituem em ameaça permanente ao patrimônio público e privado, e à saúde coletiva. Uma chuva de 10 milímetros corresponde a 100 mil litros de água por hectare. Além disso, a poluição urbana no Brasil, por exemplo, provoca a deterioração considerável da água bruta, já que corpos aquáticos localizados à jusante de centros urbanos apresentam diminuição considerável de qualidade. Fontes pontuais são importantes vetores de poluição destas águas, porém o escoamento superficial proveniente de áreas urbanas, embora variável em termos de composição da água drenada, pode carregar uma série de substâncias poluentes (Moillon et al., 2002; Revitt et al., 2002; Malmon et al. 2003).

A Figura 2 mostra que o aumento da impermeabilização de superfícies pode resultar em maior vazão de água de rápida ocorrência, contribuindo de maneira significativa para a ocorrência de enchentes em muitos ambientes urbanos (Mota, 1999).

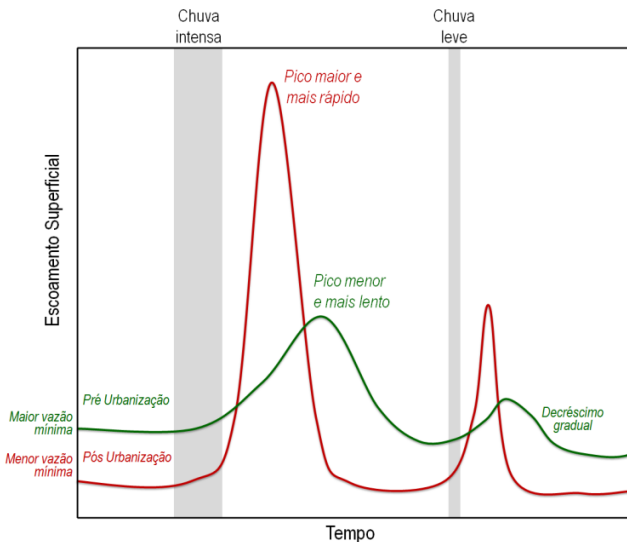


Figura 2. Escoamento superficial antes e após a urbanização. Adaptado de Mota, 1999.

Metais potencialmente tóxicos têm sido os poluentes mais comumente investigados em águas de drenagem urbana. Segundo Davis e colaboradores (2001), o zinco tipicamente apresenta concentrações mais elevadas, com valores entre 20 e 5.000 $\mu\text{g L}^{-1}$; seguido do chumbo e do cobre, com níveis de concentração na faixa de 5 a 200 $\mu\text{g L}^{-1}$, e do cádmio, com concentrações menores que 12 $\mu\text{g L}^{-1}$. Águas de drenagem urbana foram investigadas quanto ao conteúdo de metais em 21 eventos de chuva na cidade de Curitiba, no Paraná. Dentre os metais investigados o chumbo apresentou a maior concentração média nas amostras, seguido do cobre e do cádmio (Prestes et al., 2006). Os autores também estimaram a carga anual de metais que são carregados por meio das águas escoadas na Bacia do Rio Bacacheri que ocupa uma área de 30 km^2 . Evidenciaram que mais de 1,5 toneladas de chumbo são escoadas na bacia em questão. Além de metais, alguns estudos também evidenciam a contaminação de águas superficiais por poluentes orgânicos persistentes a partir do escoamento superficial (Gryniewicz et al., 2002).

Sabe-se que em ambientes urbanos, as principais emissões difusas surgem a partir das águas de escoamen-

to superficial que lavam ruas e avenidas. Entretanto, devido à dificuldade intrínseca de se monitorar emissões difusas, grande parte das abordagens busca quantificar o poluente de interesse na fonte de liberação. Ou seja, em ambientes urbanos, muitos estudos visam estabelecer uma relação entre a intensidade de eventos de chuva e a presença de agentes poluidores nas superfícies lavadas pela água pluvial, tais como ruas, avenidas, telhados, etc. Mesmo assim, as fontes de liberação de poluentes para estas águas são numerosas e os mecanismos de liberação são complexos. Diante deste quadro, as atividades de tráfego têm sido consideradas as principais fontes geradoras de poluentes em ambientes urbanos.

Davis e colaboradores (2001) verificaram que o desgaste de pneus dos automóveis é fonte significativa de zinco e cádmio. Evidenciaram também que o desgaste de freios pode ser fonte de liberação de cobre, alumínio, níquel e cromo. Pusch e colaboradores (2007) investigaram a contribuição de diferentes fontes de liberação e evidenciaram que o desgaste de freios foi a principal fonte de cobre. Entretanto, verificaram que telhados e superfícies de construções foram as principais fontes de chumbo e cádmio. Finalmente verificaram que o zinco foi liberado principalmente por meio da deposição seca. Chebbo e Gromaire (2004) evidenciaram que a drenagem de telhados nas áreas residenciais de Paris são fontes significativas de cobre e cádmio.

IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DIFUSAS

Devido à natureza das cargas difusas, pouco ainda é feito com relação à identificação destas fontes em seu destino final, ou seja, nos ambientes aquáticos superficiais e subterrâneos. Este tipo de abordagem é bastante comum em cenários de poluição de águas por fontes pontuais. Neste caso, alguns parâmetros aquáticos tais como oxigênio dissolvido, carbono orgânico, condutividade, alcalinidade, coliformes termotolerantes, entre outros, são utilizados como indicadores de contaminação. Esta dificuldade em se mensurar a contribuição de fontes difusas é acentuada em situações nas quais um corpo aquático é contaminado tanto por fontes difusas, quanto pontuais.

Entretanto, algumas pesquisas relatam a possibilidade de identificação e segregação de fontes por meio da avaliação da qualidade de águas naturais utilizando ferramentas quimiométricas (Petersen et al., 2001; Wunderlin et al., 2001). Bengraïne e Marhaba (2003) utilizaram análise de componentes principais e evidenciaram a presença de fontes pontuais e difusas por meio do monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em doze pontos de amostragem localizados no Rio Pas-

saic em Nova Jersey (EUA). Perona e colaboradores (1999) monitoraram 22 parâmetros físico-químicos no Rio Pisuerga, na Espanha, e por meio de métodos quimiométricos, observaram que os níveis de minerais nas águas do rio eram de procedência natural e variavam em função do clima e da época do ano. Entretanto, os níveis de matéria orgânica e nutrientes foram atribuídos exclusivamente ao descarte de efluentes municipais.

Sodré e colaboradores (2005) investigaram a concentração de cobre em dois corpos de água durante um ciclo hidrológico completo por meio da determinação de oito parâmetros, a saber, pH, alcalinidade, cloreto, material particulado, carbono orgânico, cobre total, temperatura da água e precipitação. Por meio da análise de componentes principais foram capazes de distinguir a origem do metal associada às fontes pontuais, via descarte de esgoto bruto, daquela proveniente da drenagem urbana.

CONTROLE DE CARGAS DIFUSAS

Mesmo apresentando composição variável, a maioria das águas de escoamento superficial não recebe nenhum tratamento antes de aportar em rios ou lagos. (Sodré et al., 2005). Devido à intermitência destas cargas poluidoras, métodos de tratamento talvez não sejam tão efetivos quanto o estabelecimento de medidas gerais de controle.

De um modo geral, as formas mais efetivas e econômicas de controle da poluição difusa consistem em técnicas de gerenciamento, programas de manejo e práticas de conservação de solos em ambientes rurais. Em ambientes urbanos, por outro lado, o controle deve ser feito, preferencialmente, antes das cargas alcançarem o corpo receptor (Novotny e Chesters, 1981).

Bacias hidrográficas que comportam grandes centros urbanos devem exercer prioridade estratégica para o gerenciamento de águas pluviais. A construção de galerias de escoamento pode ser uma alternativa viável frente à ocorrência de episódios de enchentes, mas de nada adiantarão se práticas complementares de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos não forem consideradas. Mesmo assim, galerias pluviais servirão apenas para direcionar a água para os corpos aquáticos receptores, sendo que pouco ainda é feito com relação à qualidade destas águas escoadas.

Em algumas situações, procedimentos simples podem levar à diminuição significativa na carga de poluentes que aportam em águas naturais. Prestes e colaboradores (2006) observaram que metais como chumbo e cádmio encontravam-se no material particulado e sugeriram que procedimentos rotineiros de varrição de ruas poderiam diminuir significativamente a carga poluidora em eventos de chuva. Os mesmo autores mostraram ainda que a

concentração de metais na água de escoamento superficial foi cada vez maior em função do número de dias que antecederam um evento chuvoso. Isto ocorre, muito provavelmente, por conta do aumento da deposição atmosférica seca e do acúmulo de óleos, partículas de borracha e freios de veículos durante os dias sem chuva.

Uma alternativa para o controle de águas de escoamento superficial são os sistemas de drenagem sustentável (SiDS). Por meio de ações que mimetizam o ciclo hidrológico natural, os SiDS incluem ações estruturais e não-estruturais que buscam diminuir a ocorrência de enchentes e melhorar a qualidade da água drenada para corpos de água receptores. Tais ações incluem (i) a captação das águas de chuvas por qualquer tipo de edificação urbana para reuso não potável em áreas externas ou internas, (ii) a construção de bacias de retenção como forma de reduzir o volume das enxurradas e sedimentar sólidos em suspensão, (iii) o uso de pavimentos permeáveis, (iv) o aumento de áreas verdes e (v) a construção de bacias de infiltração como forma de promover a recarga de águas subterrâneas. Já foram instalados SiDS em muitas localidades dos Estados Unidos e da Europa, sendo que muitas experiências demonstram que a captura dos primeiros 15 mm de chuva são capazes de remover mais de 80% dos poluentes presentes na águas de escoamento superficial.

De uma maneira geral, as técnicas mais bem-sucedidas para o controle de cargas difusas fazem parte de um conjunto de medidas denominadas BMP (do inglês, *Best Management Practices*). O uso destas medidas permite a minimização ou até a eliminação de poluentes de origem difusa. As BMP são muitas e dependem do tipo de carga difusa que se deseja minimizar, sendo que sua eficiência pode variar em função dos diferentes métodos utilizados (D'Arcy e Frost, 2001). O conceito de BMP segue determinadas idéias centrais que envolvem a necessidade de oferecer medidas práticas de prevenção que sejam bastante claras, precisas e, preferencialmente, amparadas em pesquisas e experiências pregressas. Por exemplo, em ambientes urbanos um conjunto de BMP pode envolver (i) práticas domésticas, tais como o armazenamento seguro de produtos químicos, (ii) práticas de prevenção, como o uso de filtros de drenagem e a construção de bacias de infiltração e (iii) práticas de tratamento que envolvem a construção de diques ou vales de retenção, encostas, barreiras, etc. Por outro lado, em ambientes rurais, as BMP relacionam-se comumente às práticas de gerenciamento de solos. As principais BMP rurais incluem o plantio direto, o uso de quantidades exatas de nutrientes, o uso otimizado da água de irrigação, o gerenciamento dos resíduos produzidos no campo, a escolha da época correta para o manejo de solos e aplicação de agrotóxicos, a busca por práticas que substitu-

am o uso de agrotóxicos e a revitalização da cobertura vegetal nas encostas.

OUTRAS FONTES DIFUSAS DE POLUIÇÃO

Deposição Atmosférica

Deposições atmosféricas secas representam uma fonte significativa de poluentes para o ambiente uma vez que a atmosfera é um dos principais compartimentos para a dispersão de materiais particulados e substâncias orgânicas voláteis (VOC, do inglês, volatile organic compounds). Muitos trabalhos mostram que recursos hídricos podem ser contaminados por meio da deposição seca de VOC e metais potencialmente tóxicos (Fusch et al., 2007; Lopes e Bender, 1998). Por outro lado, deposições úmidas contribuem de maneira significativa para a diminuição da qualidade da água em ambientes aquáticos superficiais. Episódios de chuva ácida, por exemplo, podem favorecer a solubilização de metais potencialmente tóxicos em solos promovendo a conseqüente lixiviação destas espécies para as fontes de águas subterrâneas. Além disso, em sistemas aquáticos de baixa alcalinidade, tem-se a ausência de características tamponantes o que favorece uma maior variação do pH do meio.

Drenagem Ácida de Minas Abandonadas

Muitas minas de carvão que se encontram em estado de abandono têm potencial para colocar em risco a qualidade de águas naturais. As condições do ambiente nestas áreas estão diretamente associadas a uma série de problemas relacionados à segurança e à saúde pública. A drenagem ácida de minas abandonadas promove a ocorrência de teores elevados de sólidos em suspensão, ferro, manganês, alumínio, cobre, zinco, entre outros metais potencialmente tóxicos.

A acidez resultante do abandono de minas influencia diretamente o equilíbrio químico em corpos receptores. Algumas reações que ocorrem nos corpos aquáticos receptores levam ao aumento significativo da biodisponibilidade e, conseqüentemente, da toxicidade de substâncias originalmente presentes. Por exemplo, o alumínio em combinação com um pH baixo torna-se potencialmente tóxico, levando a efeitos irremediáveis à biota. A acidez, em combinação com níveis elevados de metais e sólidos em suspensão, afeta espécies invertebradas e interfere na reprodução de peixes. Muitas espécies de peixes são eliminadas quando o pH da água é aproximadamente 5,0, enquanto que apenas algumas espécies conseguem sobreviver a pH 4,5. Entretanto, espécies mais sensíveis já não sobrevivem em pH entre 6,0 e 6,5. Em tempo, a diversidade das comunidades aquáticas

pode diminuir gradativamente com o aumento do aporte das águas de minas abandonadas.

Os procedimentos padrão para o gerenciamento de áreas afetadas pelo abandono de minas incluem (i) a remoção das pilhas de descarte de carvão e o isolamento deste material, (ii) o reflorestamento das áreas afetadas pela drenagem ácida, contribuindo assim para a diminuição da vazão das águas e (iii) o preenchimento das minas inativas com materiais que diminuam a drenagem de soluções ácidas, tais como solos, areia, madeiras, palha, e rochas alcalinas (USEPA 1994). Idealmente, o uso de calcário como material de preenchimento serve tanto como suporte sólido, quanto como agente neutralizante da acidez.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A poluição difusa tem sido considerada uma das principais fontes de deterioração da qualidade de águas naturais superficiais e subterrâneas. As atividades antrópicas desenvolvidas em ambientes urbanos e rurais podem provocar alterações drásticas no ambiente natural. Entretanto, ao considerarmos a ocorrência de fontes difusas, nem sempre é possível identificar a poluição por modalidades ou compartimentos (hidrosfera, geosfera, biosfera e atmosfera), sendo que muitas vezes, existe uma interdependência entre os tipos de poluição predominantes nos diferentes compartimentos. Grande parte da poluição difusa de águas, por exemplo, surge à partir das interações entre as águas superficiais e subterrâneas com a atmosfera e a geosfera por meio de eventos de chuva. Enquanto que as soluções para minimização ou eliminação de fontes pontuais são bastante conhecidas, as práticas de gerenciamento das fontes difusas ainda pouco difundidas.

REFERÊNCIAS

- Agrawal GD (1999) Diffuse agricultural water pollution in India; *Water Sci. Technol.*; **39**;33-47.
- Kronvang B, Græsbøll P, Larsen SE, Svendsen LM, Andersen HE (1996) Diffuse nutrient losses in Denmark; *Water Sci. Technol.*; **33** 81-88.
- Bengraïne K, Marhaba TF (2003) Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality; *J. Haz Mater.*; **100**; 179-195.
- Chebbou G, Gromaire MC (2004) The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris: what lesson can be learned from it?; *J. Hydrol.*; **299**, 312-323.
- D'Arcy B, Frost A (2001) The role of best management practices in alleviating water quality problems associated with diffuse pollution; *Sci. Total Environ.*; **265**; 359-367.

- Davis AP, Shokouhian M, Ni S (2001) Loading estimates of lead, copper, cadmium and zinc in urban runoff from specific sources; *Chemosphere*; **44**; 997-1009.
- Donoso G, Cancino J, Magri A (1999) Effects of agricultural activities on water pollution with nitrates and pesticides in the Central Valley of Chile; *Water Sci. Technol.*; **39**; 49-60.
- Gonçalves AC, Luchese EB, Lenzi E (2000) Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e cromo, em soja cultivada em latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais; *Quim. Nova*. **23**; 173-177.
- Gryniewicz M, Polkowska Z, Namiesnik J (2002) Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in bulk precipitation and runoff waters in an urban region (Poland); *Atmos. Environ.*; **36**; 361-369.
- Krusche AV, Martinelli LA, Victoria RL, Bernardes M, Camargo PB, Ballester MV, Trumbore SE (2002) Composition of particulate and dissolved organic matter in a disturbed watershed of southeast Brazil (Piracicaba River Basin); *Water Res.*; **36**; 2743-2752.
- Yong L, Jiabao Z (1999) Agricultural diffuse pollution from fertilizers and pesticides in China; *Water Sci. Technol.*; **39**; 25-32.
- Malmon DV, Dunne T, Reneau SL (2003) Stochastic theory of particle trajectories through alluvial valley floors; *J. Geol.*; **111**; 525-542.
- Manahan SE (1999) *Environmental Chemistry*. 7 ed. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Markich SJ, Brown PL (1998) Relative importance of natural and anthropogenic influences on the fresh surface water chemistry of the Hawkesbury-Nepean River, south-eastern Australia; *Sci. Total Environ.*; **217**; 201-230.
- McBride, M. B. (2004) *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, New York.
- Mitchell G (2005) Mapping hazard from urban non-point pollution: a screening model to support sustainable urban drainage planning; *J. Environ. Manage.*; **74**; 1-9.
- Moilleron G, Chebbo T (2002) Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the "Le Marais" experimental catchment in Paris centre; *Water Res.*; **36**; 1275-1285.
- Mota S (1999) *Urbanização e meio ambiente*. ABES, Rio de Janeiro.
- Novotny V, Chesters G (1981) *Handbook of non-point pollution: sources and management*, Van Nostrand-Reinhold, New York.
- Perona E, Bonilla I, Mateo P (1999) Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river; *Sci. Total Environ.*; **241**; 75-90.
- Petersen W, Bertino L, Callies U, Zorita E (2001) Process identification by principal component analysis of river water-quality data. *Ecol. Model.*; **138**; 193-213.
- Prestes EC, Anjos VE, Sodr  FF, Grassi MT (2006) Copper, lead and cadmium loads and behavior in urban stormwater runoff in Curitiba, Brazil; *J. Braz. Chem. Soc.*; **17**; 53-60.
- Pusch PB, Guimarães JR, Grassi MT (2007) Estimativa de cargas de metais a partir de fontes difusas de polui o urbana, Anais do XVII S mpoio Brasileiro de Recursos Hídricos.
- Revitt MD, Ellis JB, Llewellyn NR (2002) Seasonal removal of herbicides in urban runoff; *Urban Water*; **4**; 13-19.
- Sodré FF, Anjos VE, Prestes EC, Grassi MT (2005) Identification of copper sources to urban surface waters using the principal component analysis based on aquatic parameters; *J. Environ. Monit.*; **7**; 581-585.
- Sodré FF, Costa ACS, Lenzi E (2001) Utiliza o de modelos fisico-químicos de adsor o no estudo do comportamento do cobre em solos argilosos; *Quim. Nova*; **24**; 324-330.
- Sodr  FF, Grassi MT (2007) Changes in copper speciation and geochemical fate in freshwaters following sewage discharges; *Water Air Soil Poll.*; **178**; 103-112.
- Sodr  FF, Schnitzler DC, Scheffer EWO, Grassi MT (2012) Evaluating copper behavior in urban surface waters under anthropic influence. A case study from the Iguaçu River, Brazil. *Aquat. Geochem.*, in press.
- Sposito G (1989) *The chemistry of soils*. Oxford University Press, New York.
- Lopes TJ, Bender DA (1998) Nonpoint sources of volatile organic compounds in urban areas: relative importance of land surfaces and air; *Environ. Poll.*; **101**; 221-230
- Taebi A, Droste RL (2004) Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater; *Sci. Total Environ.*; **327**; 175-184.
- Tucci CAEM (2003) Drenagem urbana, *Cienc. Cult.*; **55**; 36-37.
- USEPA (1994) *Innovative methods of managing environmental releases at mine sites*. EPA 530-R-94-012.
- USEPA (1996) *Nonpoint source pollution: the largest water quality problem*. EPA-841F-96-004A.
- Vervier P, Pinheiro A, Fabre A, Pinay G, Fustec E (1999) Spatial changes in the modalities of N and P inputs in a rural river network. *Water Res.*; **33**; 95-104.
- Williams MR, Filoso S, Martinelli LA, Lara LB, Camargo PB (2001) Precipitation and river water chemistry of the Piracicaba River basin, southeast Brazil; *J. Environ. Qual.*; **30**; 967-981.
- Wu YL, Davidson CI, Dolske DA, Sherwood SI (1992) Dry deposition of atmospheric contaminants to surrogate surfaces and vegetation; *Aerosol Sci. Technol.*; **16**; 65-81.
- Wunderlin DA, Díaz MDP, Am  MV, Pesce SF, Hued AC, Bistoni MLA (2001) Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Surqu a River basin (Córdoba-Argentina); *Water Res.*; **35**; 2881-2894.