



You are free: to copy, distribute and transmit the work; to adapt the work.
You must attribute the work in the manner specified by the author or licensor

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO NA PREVENÇÃO DA POLUIÇÃO DE PRODUTOS AUXILIARES DO SETOR TÊXTIL

Cristiano Christofaro¹; Mônica Maria Diniz Leão²

RESUMO

O estudo teve como objetivo verificar a aplicabilidade da avaliação de risco ecológico na Prevenção da Poluição (P2) industrial. Treze produtos auxiliares utilizados pelas indústrias têxteis foram selecionados a partir das Fichas de Informação de Produtos Químicos – FISPQs. Os produtos auxiliares tiveram sua exposição e seu comportamento no meio aquático caracterizados nos programas E-FAST e EPIWin, considerando: potencial de bioconcentração (Kow e Fator de Bioconcentração), potencial de adsorção ao solo (Koc), biodegradabilidade e percentual de remoção após o tratamento de efluentes. O perigo à biota aquática foi quantificado a partir dos efeitos tóxicos agudos e crônicos a algas, invertebrados e peixes, considerando a relação quantitativa de estrutura e atividade (QSAR). O risco ecológico foi caracterizado pela interação entre a exposição e o perigo. Dos treze compostos avaliados, três umectantes e um dispersante apresentaram risco ecológico suficiente para que seu uso fosse desaconselhado. Os compostos avaliados apresentaram baixo potencial de acumulação na biota (baixo Kow e fator de bioacumulação) e nos sedimentos (baixo Koc), porém baixo potencial de remoção via tratamento convencional de efluentes. A avaliação de risco ecológico permitiu a seleção, de forma rápida, barata e relativamente segura, de produtos menos poluentes, demonstrando potencial de aplicação em qualquer segmento industrial.

Palavras-chave: ecotoxicologia, QSAR, poluição aquática, poluição industrial.

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT IN PREVENTION OF POLLUTION OF AUXILIARY PRODUCTS OF TEXTILE SECTOR

ABSTRACT

The purpose of this study is to demonstrate the application of ecological risk assessment for Pollution Prevention (P2). Thirteen textile industry auxiliary products were selected by their Material Safety Data Sheets – MSDS. The exposure and environmental behavior of substances were estimated by the softwares E-FAST and EPIWin, respectively, considering the following properties: bio-concentration potential (Kow and Bioconcentration Factor), soil absorption potential (Koc), biodegradability, and removal percentage after effluent treatment. The hazards to aquatic biota identified were the acute and chronic toxic effects to algae, aquatic invertebrates and fish, estimated through Quantitative Structure-Activity Relationship (QSAR), using the ECOSAR software. The ecological risk was determined considering the hazards and exposure of each substance, and demonstrated that three wetting agents and one dispersant have ecological risks in sufficient degree to justify their exclusion. The products evaluated presented low potentials for biota distribution (low Kow and bio-accumulation factor) and soil absorption (low Koc). The study demonstrates that ecological risk assessment is a low-cost, fast, and relatively reliable method for selecting products with lower pollution potentials that can be used by any industrial sector.

Keywords: ecotoxicology, QSAR, aquatic pollution, industrial pollution.

Trabalho recebido em XX/XX/2009 e aceito para publicação em 9/11/2009.

¹ Biólogo - UFMG. Mestre e Doutorando em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (DESA/UFMG). e-mail: christofaro@gmail.com;

² Engenheira Química - UFMG. Doutora em Engenharia de Anti-Poluição (INSA-FR). Professora Associada do DESA/EE-UFMG. e-mail: monica@desa.ufmg.br;

1. INTRODUÇÃO

A Prevenção da Poluição (ou P2) surgiu nos anos 90 como um método alternativo para redução de situações consideradas perigosas para a saúde e o ambiente (SINSHEIMER et al., 2002). Enquanto o controle corretivo da poluição concentra-se no tratamento de poluentes após sua geração, a Prevenção da Poluição corresponde a qualquer prática, processo, técnica e/ou tecnologia que resulte na redução e/ou eliminação em volume, concentração e/ou toxicidade dos resíduos na fonte geradora (CETESB, 2001). A P2 baseia-se na premissa de que é mais fácil prevenir os problemas do que remediá-los, apresentando diversas vantagens em relação ao controle corretivo da poluição, como: redução dos custos de operação, facilitação do cumprimento de leis e padrões ambientais, e melhoria da imagem da empresa em relação à sociedade em geral (MALLICK et al., 1996).

Dois procedimentos podem ser destacados para que a minimização dos poluentes seja efetuada: a redução das fontes poluidoras, e a reciclagem e/ou reutilização. A redução na fonte pode ser obtida por meio de ações como: modificações nos equipamentos, processos ou procedimentos; reformulação ou replanejamento de produtos; substituição de matéria-prima; e melhorias nos

gerenciamentos administrativos e técnicos da entidade/empresa. De acordo com USEPA (2000a), essa redução pode ser obtida por práticas que reduzam a entrada de qualquer substância perigosa, poluente ou contaminante nos sistemas de tratamento ou no ambiente, ou ainda que reduzam os riscos à saúde pública e ao ambiente associados ao lançamento de tais substâncias, poluentes ou contaminantes.

De acordo com USEPA (2000a), aproximadamente 80.000 produtos químicos distintos apresentam-se disponíveis no mercado. Relativamente poucos foram testados, e apenas uma fração apresenta informações suficientes para permitir uma avaliação precisa dos seus riscos ambientais. Uma vez que as informações relativas aos riscos ambientais dos produtos são praticamente inexistentes, as indústrias freqüentemente escolhem seus produtos químicos ou processos com base no seu custo e desempenho. A avaliação dos riscos associados aos produtos químicos pode melhorar o processo de Prevenção da Poluição, ao permitir a escolha de produtos de menor risco ecológico e, conseqüentemente, com menor custo de gerenciamento ambiental (USEPA, 2000a).

A indústria têxtil apresenta grande potencial para a aplicação dos princípios da prevenção da poluição. Seus efluentes

líquidos, que constituem o principal problema, são provenientes, basicamente, das etapas de limpeza, tingimento e acabamento, caracterizando-se por elevada demanda bioquímica de oxigênio – DBO₅. O grau de toxicidade dos efluentes têxteis varia em função das instalações e processos. Essa toxicidade pode apresentar-se alta ou até mesmo nula, dependendo dos insumos utilizados. Apesar da falta de conhecimento quanto à exata composição ou toxicidade de muitos corantes e auxiliares químicos utilizados na indústria têxtil, sabe-se que grupos genéricos de agentes químicos contribuem para o problema, tais como: corantes, sais, agentes tensoativos, metais, orgânicos tóxicos, biocidas e ânions tóxicos (LEÃO et al., 2002).

A intensa utilização de produtos químicos auxiliares potencialmente tóxicos na fabricação de tecidos indica que a caracterização dos insumos, para seleção daqueles com menor potencial poluidor/tóxico, pode apresentar relevante papel na prevenção da poluição desse setor. Nesse contexto, a avaliação de risco ecológico (ARE) apresenta grande potencial de contribuições para a redução da poluição desse setor. A ARE pode ser definida como a quantificação da probabilidade de ocorrência de efeitos danosos causados por agentes físicos, químicos ou biológicos, de origem

antrópica sobre organismos não humanos, populações e ecossistemas (SUTER, 2007).

O presente trabalho tem como objetivo verificar a aplicabilidade da avaliação do risco ecológico na prevenção da poluição industrial, considerando insumos utilizados no setor têxtil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A avaliação do risco consiste em um processo cientificamente conduzido, dividido em três etapas: (a) formulação do problema, (b) análise, (c) caracterização do risco (USEPA, 1998).

2.1. Formulação do Problema

Nesta etapa, realizou-se o levantamento e caracterização dos contaminantes, delimitação do ecossistema sob risco e a escolha dos endpoints e a descrição do modelo conceitual.

2.1.1. Levantamento e caracterização dos contaminantes

Inicialmente, realizou-se um levantamento de Fichas de Informação de Produtos Químicos – FISPQs (Material Safety Data Sheets – MSDS) e de Informações Técnicas fornecidas pelos fabricantes dos produtos auxiliares utilizados no setor têxtil. A busca incluiu pesquisa em endereços eletrônicos e

contato direto com alguns dos principais fabricantes e procura em sites da Internet especializados em MSDS. Os produtos encontrados foram classificados de acordo com seu uso (LEÃO et al., 2002) e, para cada um deles verificou-se, na sua formulação, a existência de compostos químicos considerados potencialmente perigosos ao ambiente e a percentagem desse ingrediente no produto final.

2.1.2. Ecossistemas potencialmente em risco

Os produtos auxiliares acabam por fazer parte dos efluentes líquidos das indústrias têxteis, geralmente despejados em ecossistemas aquáticos. Logo, verifica-se que as comunidades aquáticas bentônicas e pelágicas podem ser afetadas.

2.1.3. Endpoints

Do ponto de vista do ecossistema aquático, os efeitos ecológicos oriundos dos produtos auxiliares consistem em distúrbios nos produtores primários, nos consumidores primários e/ou nos consumidores secundários. Assim, os endpoints corresponderam aos efeitos agudos e crônicos a algas (96h EC50 – Chv), invertebrados aquáticos (96h LC50 – 16d EC50) e peixes (96h LC50, Chv), organismos representantes de três das unidades funcionais de um ecossistema.

2.1.4. Modelo Conceitual

Considerou-se que o efluente industrial lançado no meio aquático, com ou sem tratamento prévio, pode entrar em contato com os organismos pelágicos e bentônicos. Os organismos aquáticos pelágicos incluem os produtores primários (fitoplâncton), consumidores primários (zooplâncton) e consumidores secundários (peixes). No modelo conceitual adotado, assume-se cada endpoint representa um nível da cadeia trófica e que a ocorrência de efeitos adversos em apenas um desses níveis resulta em danos a toda cadeia alimentar e, conseqüentemente, a toda a biota aquática.

2.2. Análise

Nesta fase foram caracterizadas a exposição dos compostos químicos perigosos levantados, juntamente com seus efeitos ecológicos ao ecossistema aquático.

2.2.1. Exposição

A caracterização da exposição foi feita em duas etapas. Primeiramente, foi estimado o comportamento desses compostos no ecossistema aquático. Após esse passo, a quantidade do composto lançada no ambiente foi estimada, permitindo o cálculo da exposição dos compostos aos endpoints operacionais.

A caracterização do comportamento ambiental dos compostos lançados foi feita por meio de técnicas de QSAR executadas pelo programa EPIWin 3.10© (Estimations Programs Interface for Windows) (USEPA, 2000b). Por meio da entrada do número CAS (Chemical Abstract Services) de cada composto químico, o programa fornece estimativas das seguintes propriedades de interesse:

Coeficiente de partição octanol-água (Kow): consideram-se os compostos que apresentam valores de log Kow menores que 4 como hidrofílicos, e compostos com valor de log Kow maiores que 4 como hidrofóbicos (OECD, 2003).

Coeficiente de adsorção de carbono orgânico (Koc): considera que valores de $\log Koc \geq 4,5$ indicam potencial muito elevado de adsorção; $\log Koc = 3,5$ a $4,4$ indicam elevado potencial; $\log Koc = 2,5$ a $3,4$ indicam moderado potencial; $\log Koc = 1,5$ a $2,4$ indicam baixo potencial e $\log Koc < 1,5$ indicam potencial de adsorção desprezível (USEPA, 2000b).

Fator de bioconcentração (FBC): considera-se um alto potencial de bioconcentração se $FBC \geq 1000$; moderado se $FBC = 250 - 1000$ e baixo se $FBC \leq 250$ (USEPA, 2000b).

Taxa de biodegradação: os valores calculados são classificados, em relação ao tempo necessário para biodegradação

primária e final, como: 5,0 – biodegradação em horas; 4,5 – biodegradação em horas até dias; 4,0 – biodegradação em dias; 3,5 – biodegradação em dias a semanas; 3,0 – biodegradação em semanas; 2,5 – biodegradação em semanas a meses; 2,0 – biodegradação em meses; 1,0 – biodegradação em intervalos maiores (USEPA, 2000b).

Remoção após tratamento: fornece um indicativo da percentagem do composto removida após a passagem por estação de tratamento padrão dos EUA (Publicly Owned Treatment Works - POTW), permitindo estimar a quantidade do composto que poderá afetar a vida aquática. As saídas incluem estimativas da percentagem removida via biodegradação, via adsorção no lodo e remoção total. POTW's são sistemas de tratamento municipais que recebem efluentes industriais em conjunto com o esgoto doméstico, apresentando tratamento primário e secundário (USEPA, 1999).

A quantificação do lançamento dos compostos foi feita considerando-se a dose recomendada pelos fabricantes para a relação de banho 10:1 L/kg, em uma indústria de médio porte, com produção de 200 toneladas de tecidos/mês ou 6,5 toneladas/dia, funcionando durante 300

dias do ano. A seguinte fórmula foi utilizada:

$$Q = B * T * D * P - (R) \quad (1)$$

em que Q é a quantidade gerada do composto (g/dia); B a relação de banho = 10:1 L/kg; T a quantidade de tecido produzida = 6.500 kg/dia; D a dose (g/L) ou percentagem de aplicação do produto; P a percentagem do composto no produto avaliado; R a quantidade removida após o tratamento.

A dose de aplicação do produto foi obtida por consulta a informações técnicas fornecidas pelo fabricante. Já a percentagem do composto no produto avaliado foi fornecida por sua FISQP.

2.2.2. Efeitos ecológicos

A caracterização dos efeitos ecológicos dos compostos lançados aos endpoints operacionais escolhidos foi feita indiretamente, por meio do programa ECOSAR© (Ecological Structure Activity Relationships) (CLEMENTS & NABHOLZ, 1999) incluído no pacote EPIWin 3.10© (USEPA, 2000b). O programa utiliza QSARs para prever a toxicidade aquática de compostos químicos baseados em sua similaridade estrutural a compostos cujos dados de toxicidade estejam disponíveis. Foram obtidas as

estimativas dos seguintes efeitos ecológicos de interesse, classificados conforme USEPA (2000b):

- toxicidade aguda:

alta – valor de toxicidade inferiores a 1 mg/L para qualquer um dos endpoints operacionais;

moderada – valores de toxicidade entre 1 e 100 mg/L para qualquer endpoint;

baixa – valores superiores a 100 mg/L para todos os endpoints operacionais;

- toxicidade crônica:

alta - valor de toxicidade inferiores a 0,1 mg/L para qualquer um dos endpoints operacionais;

moderada – valores de toxicidade entre 0,1 e 10 mg/L para qualquer endpoint;

baixa – valores superiores a 10 mg/L para todos os endpoints operacionais;

Concentração Máxima Admissível – CMA (em ppb): menor concentração letal ou efetiva obtida dividida por fatores de incerteza propostos por Davy et al. (2001), conforme a fórmula:

$$CMA = \frac{MVT.1000}{FI} \quad (2)$$

em que CMA é a concentração máxima admissível (ppb); FI o fator de incerteza (adimensional)

Os fatores de incerteza (FI) podem ser obtidos de acordo com as características dos dados de origem (DAVY et al. 2001):

- Efeito agudo (CL50-CE50) a uma ou duas espécies teste, mensurados ou estimados via QSAR. Utilizar a espécie mais sensível. FI = 1000.

- Efeitos agudos (CL50-CL50) a três a cinco espécies teste, mensurados ou estimados via QSAR. Utilizar a espécie mais sensível. FI = 100

- Efeitos crônicos a pelo menos uma espécie teste, mensurado ou estimado via QSAR. Utilizar a espécie mais sensível. FI = 10

- Valor de toxicidade derivado de teste de campo. FI = 1

2.3. Caracterização do risco

A estimativa do risco foi realizada calculando-se o número de dias por ano em que a concentração máxima admissível no meio aquático é ultrapassada. Para tal fim foi utilizado o programa Exposure and Fate Assessment Screening Tool - E-FAST,

Versão 1.1 (USEPA, 1999). O programa apresenta um modelo screening que exige, como dados de entrada, a quantificação do composto lançado, percentagem removida após o tratamento, concentração máxima admissível e caracterização geral do empreendimento.

E-FAST utiliza o modelo de diluição probabilística (PDM) para estimar quantos dias por ano a concentração máxima admissível (CMA) em um curso d'água será ultrapassada. Análises por PDM podem ser realizadas em locais cuja vazão seja conhecida ou locais com vazões estimadas. O modelo pode ainda utilizar vazões associadas a atividades industriais, obtidas estatisticamente, assumindo-se a distribuição lognormal das vazões. Todas estimativas realizadas pelo programa levam em consideração os piores cenário de exposição para o composto avaliado, e o modelo não é aplicável para lagos ou reservatórios (USEPA, 1999).

Considera-se risco ecológico significativo os casos em que a concentração no curso d'água obtida ultrapasse a CMA por mais de 20 dias no ano, considerando que esse intervalo equivale a um ciclo total de vida de organismos utilizados em testes de ecotoxicidade crônica (como *Daphnia* sp). O critério é considerado conservador uma vez que o PDM não fornece o número de

dias seguidos em que CMA é ultrapassada, apenas o número total em um ano (LYNCH et al., 1994).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram obtidas FISPQs de 13 produtos cuja composição inclui compostos considerados perigosos ao ambiente. Seis dos produtos são utilizados no beneficiamento têxtil como umectantes, quatro como agentes dispersantes e três como agentes complexantes. Os compostos que conferem periculosidade ambiental ao produto são caracterizados quanto ao seu nome, número CAS e sua percentagem no produto. Os dados obtidos podem ser visualizados na Tabela 1. Uma vez que cada produto apresentou no máximo um ingrediente considerado perigoso, o nome do produto será utilizado como sinônimo do ingrediente avaliado.

3.1. Análise de exposição

A determinação do perfil de exposição requer o cumprimento de dois passos: determinação do comportamento e destino desses compostos no ambiente e a estimativa da quantidade gerada de cada composto analisado. No que diz respeito ao comportamento e destino dos compostos, os valores estimados para log Kow, log Koc, fator de bioconcentração (FBC), taxa de biodegradação primária e última, bem

como a previsão da remoção destes via tratamento convencional são apresentados na Tabela 2.

Com exceção do *Kieralon B*, todos os ingredientes considerados perigosos nos umectantes analisados apresentaram potencial lipofílico pouco significativo (log Kow < 4). Esse baixo potencial lipofílico refletiu em um baixo fator de bioconcentração verificado nos compostos (FBC < 250). *Primasol NF* apresentou potencial de adsorção ao solo muito elevado (log Koc > 4,5), já *Kieralon B* e *Rewopol NLS30* apresentaram potencial elevado (log Koc entre 3,5 e 4,4) enquanto *Resimerce MC* apresentou moderado potencial (log Koc entre 2,5 e 3,4) e os demais apresentaram potencial desprezível.

Kieralon B e *Rewopol NLS30* apresentaram a menor biodegradabilidade, com taxas de biodegradação primária estimada em dias-semanas (valor próximo a 3,5). Os quatro demais produtos apresentaram biodegradação primária estimada em dias (valores próximos a 4,0). Todos os produtos apresentaram taxa de biodegradação última similares, estimada em semanas (valores próximos a 3,0). *Kieralon B* apresentou maior percentagem de remoção após o tratamento (69,53 %), sendo a maior parte (68,91%) eliminada por adsorção ao lodo.

Tabela 1. Informações obtidas nas FISPQs dos produtos auxiliares têxteis, incluindo nome, fabricante, classe de uso e dosagem recomendada do produto, e a denominação, número CAS e percentagem do ingrediente que confere periculosidade ambiental ao produto.

Produto	Classificação	Nome Composto Perigoso	#CAS
Alcoperse 602	Agente dispersante	ácido 2-propanoico	79-10-7
Basojet PEL-200	Agente dispersante	dipropileno glicol	2565-71-8
Dekol SAD	Agente dispersante	dietildronato de sódio	7414-83-7
Kieralon B	Agente umectante	ácido dodecilbenzenosulfanico	27176-87-0
Kieralon MFB	Agente umectante	neopentil glicol	126-30-7
Leophen N-AM	Agente umectante	dipropileno glicol	2565-71-8
Lyocol BC	Agente dispersante	2(butoxi)etanol	112-34-5
Primasol NF	Agente umectante	fosfato de amonio e de bis (2-etilhexila)	4971-47-5
Resimerce MC	Agente umectante	alquilsulfato de Sódio	142-31-4
Rewopol NLS30	Agente umectante	dodecil sulfato de sódio	151-21-3
Trilon B	Agente complexante	EDTA tetrasódio	64-02-8
Trilon BAQ	Agente complexante	EDTA tetraamonio	22473-78-5
Trilon TA	Agente complexante	nitrilotriacetato trisodico	5064-31-3

Fonte: www.msds.com

Tabela 2. Comportamento ambiental estimado pelo pacote EPIWin 3.10 para os ingredientes considerados perigosos em umectantes disponíveis para indústrias têxteis.

Produto	log K _{ow}	log K _{oc}	FBC	Taxa biodeg. primária	Taxa biodeg. última	%Total remoção tratamento (% no lodo)
Alcoperse 602	0,4	0,1	3,2	4,1	3,4	1,9 (1,8)
Basojet PEL-200	-0,6	0,0	3,2	3,9	3,2	1,9 (1,8)
Dekol SAD	-5,8	1,3	3,2	3,3	2,4	1,9 (1,8)
Kieralon B	4,8	4,2	70,8	3,6	2,8	69,5 (68,9)
Kieralon MFB	0,2	0,0	3,2	3,8	3,1	1,9 (1,8)
Leophen N-AM	-0,6	0,0	3,2	3,9	3,2	1,9 (1,8)
Lyocol BC	0,3	1,0	3,2	4,0	3,8	1,9 (1,8)
Primasol NF	2,7	4,5	3,2	3,9	3,0	4,0 (3,8)
Resimerce MC	-0,3	3,0	3,2	3,8	3,0	1,9 (1,8)
Rewopol NLS30	1,7	4,0	70,8	3,7	2,9	2,0 (1,9)
Trilon B	-13,2	3,0	3,2	2,7	1,9	1,9 (1,8)
Trilon BAQ	-3,9	3,0	3,2	4,4	3,5	1,9 (1,8)
Trilon TA	-10,1	1,6	3,2	3,2	2,4	1,9 (1,8)

log K_{ow} < 4 – compostos hidrofílicos; log K_{ow} ≥ 4 – compostos hidrofóbicoslog K_{oc} ≥ 4,5 potencial muito elevado de adsorção no solo; log K_{oc} entre 3,5 a 4,4 elevado; log K_{oc} entre 2,5 a 3,4 moderado; log K_{oc} entre 1,5 - 2,4 baixo e log K_{oc} < 1,5 desprezível.

FBC ≥ 1000 - alto potencial de bioconcentração; FBC = 250 a 1000 moderado; FBC ≤ 250 baixo

Taxa de biodegradação: 5,0 – biodegradação em horas; 4,5 - em horas até dias; 4,0 - em dias; 3,5 - em dias a semanas; 3,0 – em semanas; 2,5 em semanas a meses; 2,0 - em meses; 1,0 - em intervalos maiores.

Os ingredientes dos demais produtos apresentaram uma maior resistência ao tratamento convencional, variando na faixa de 1,9% a 4,0 %, sendo a adsorção ao lodo a principal forma de eliminação dos compostos.

Todos os ingredientes considerados perigosos nos agentes dispersantes analisados apresentaram potencial lipofílico pouco significativo ($\log K_{ow} < 4$). Esse baixo potencial lipofílico refletiu em um baixo fator de bioconcentração verificado nos compostos ($FBC < 250$). Todos os agentes dispersantes analisados apresentaram potencial de adsorção no solo desprezível ($\log K_{oc} < 1,5$).

Com exceção de *Dekol SAD*, que apresentou biodegradação primária estimada classificada em dias-semanas, os demais agentes dispersantes analisados apresentaram biodegradação primária estimada em dias. Em relação à biodegradação última, os compostos apresentaram valores diferenciados: *Lyocol BC* apresentou biodegradação última estimada em dias, *Alcoperse 602* em dias-semanas, *Basojet PEL-200* em semanas, e *Dekol SAD* em semanas-meses. Todos os compostos verificados nos agentes complexantes apresentaram baixa remoção esperada no tratamento convencional, com percentagem total semelhante (1,9%),

sendo 1,8% proveniente da adsorção ao lodo.

Todos os ingredientes considerados perigosos nos agentes complexantes analisados apresentaram potencial lipofílico pouco significativo ($\log K_{ow} < 4$). Esse baixo potencial lipofílico refletiu em um baixo fator de bioconcentração verificado em os compostos ($FBC < 250$). *Trilon B* e *Trilon BAQ* apresentaram moderado potencial de sorção no solo ($\log K_{oc} = 3,02$). *Trilon TA* apresentou baixo potencial de sorção no solo ($\log K_{oc} = 1,64$).

Trilon B apresentou a menor biodegradabilidade: biodegradação primária em semanas-meses (2,72), e biodegradação última em meses. A maior biodegradabilidade foi apresentada por *Trilon BAC*: biodegradação primária estimada em dias-horas e biodegradação última estimada em dias-semanas. *Trilon TA* apresentou biodegradação primária estimada em semanas e biodegradação última estimada em semanas-meses. Todos os agentes complexantes apresentaram baixa remoção esperada no tratamento convencional, com valores semelhantes (1,9%), sendo 1,8% proveniente da adsorção ao lodo.

A estimativa da quantidade de cada produto no efluente, considerando a dosagem recomendada nas Informações

Técnicas fornecidas pelos fabricantes, a percentagem máxima do ingrediente no produto indicada na sua respectiva FISPQ e a percentagem de remoção no tratamento estimada anteriormente é apresentada na Tabela 3.

3.2. Análise dos Efeitos

Os valores de ecotoxicidade aguda, crônica, e da concentração máxima admissível estimada para os compostos sob estudo são apresentados na Tabela 4.

Kieralon B apresentou toxicidade aguda baixa, pois a concentração obtida para peixes, invertebrados aquáticos e algas foi inferior à solubilização do produto em água. Já os ingredientes analisados dos outros cinco produtos apresentaram toxicidade aguda maior que 100 mg/L, considerada baixa. Em relação à toxicidade crônica verificou-se apenas um agente umectante classificado como moderado, *Kieralon B*, cujo valor de toxicidade para peixes e invertebrados apresentou-se entre a faixa de 0,1 a 10 mg/L (1,19 e 1,32 mg/L respectivamente). Os demais agentes umectantes analisados apresentaram toxicidade crônica baixa (valores superiores a 10 mg/L).

O cálculo da Concentração Máxima Admissível (CMA) foi obtido com um fator de segurança igual a 10, para o menor valor de toxicidade crônica encontrada

para *Kieralon B*, *Kieralon MFB*, *Leophen N-AM*, *Resimerce MC* e *Rewopol NLS30*. A CMA de *Primasol NF* foi calculada com um fator igual a 1000, uma vez que foram obtidos apenas dois valores de toxicidade aguda.

Todos os agentes dispersantes e complexantes analisados apresentaram toxicidade aguda e crônica baixa, maior que 100 mg/L e maior que 10 mg/L, respectivamente. O cálculo da Concentração Máxima Admissível (CMA) valeu-se de um fator de segurança igual a 10, considerando o menor valor de toxicidade crônica encontrada para todos os agentes dispersantes analisados.

3.3. Caracterização do risco ecológico

A interação entre a quantidade gerada do composto, seu destino no ambiente (remoção no tratamento), concentração de exposição e a concentração máxima admitida para cada um dos agentes umectantes, resultou nos valores de risco ecológico apresentados na Tabela 5.

Dentre os produtos analisados, *Kieralon B*; *Kieralon MFB* e *Primasol NF* apresentaram concentração maior que a CMA em mais de 20 dias por ano.

Tabela 3. Dosagem máxima recomendada, percentagem do ingrediente tóxico no produto e estimativa da quantidade gerada antes e após o tratamento, dos produtos auxiliares têxteis avaliados no presente estudo.

Produto	Dosagem recomendada Máx. (g/L)	% do ingrediente tóxico no Produto	Quantidade gerada do produto (kg/d)	Quantidade gerada após tratamento (kg/d)
Alcoperse 602	3,0*	0,1	0,2	0,2
Basojet PEL-200	3,0*	20,0	26,0	25,5
Dekol SAD	2,0	30,0	39,0	38,2
Kieralon B	3,0	30,0	58,5	17,6
Kieralon MFB	3,0	100*	195,0	191,1
Leophen N-AM	1,2	5,0	3,9	3822,0
Lyocol BC	2,0	100,0	130,0	127,4
Primasol NF	5,0	60,0	195,0	187,2
Resimerce MC	3,0*	15,0	29,3	28665,0
Rewopol NLS30	3,0*	100,0	195,0	191,1
Trilon B	3,0*	60,0	117,0	114,7
Trilon BAQ	3,0*	48,0	93,6	91728,0
Trilon TA	2,0	60,0	78,0	76,4

* Valores médios - não obtidos nas FISPQ ou Informações técnicas

Tabela 4. Ecotoxicidade aguda e crônica para peixes, algas e invertebrados estimada (em mg/L) para os ingredientes considerados perigosos com respectivas Concentrações Máximas Admissíveis - CMA.

Produto	Grupo do composto perigoso	Toxic. Peixes (96h-LC50)	Toxic. <i>Daphnia</i> (48h-LC 50)	Toxic. Algas (96h-EC50)	Toxic. peixes (Chv) ^a	Toxic. <i>Daphnia</i> (16d-EC50)	Toxic. algas (Chv)	CMA(ppb)
Alcoperse 602	Orgânico neutro-ácido	1684,69	1,50 x 10 ⁴ *	8596,45	1566,46	389,87	348,95	4 x 10 ⁴
Basojet PEL-200	Orgânico neutro	1926,98	2,69 x 10 ⁴	1,44 x 10 ⁴	2537,92	434,99	314,37	3 x 10 ⁴
Dekol SAD	Orgânico neutro	2,24 x 10 ⁷	2,71 x 10 ⁹	1,08 x 10 ⁹	1,58 x 10 ⁸	4,49 x 10 ⁶	1,16 x 10 ⁶	1 x 10 ⁸
Kieralon B	Orgânico neutro	5,18*	7,66*	5,62*	1,19	1,32	2,80*	200,0
Kieralon MFB	Orgânico neutro	389,82	3908,95	2198,16	396,70	89,63	75,89	8,0
Leophen N-AM	Orgânico neutro	1926,98	2,69 x 10 ⁴	14,46 x 10 ⁴	2537,90	434,99	314,37	3 x 10 ⁴
Lyocol BC	Orgânico neutro	488,02	4636,97	2627,14	476,25	112,55	97,78	1 x 10 ⁴
Primasol NF	Surfactante cat.	2,69 x 10 ⁵	117,49	-	-	-	-	200,0
Resimerce MC	Orgânico neutro	1791,01	2,15 x 10 ⁴	11,77 x 10 ⁴	2093,60	407,75	317,08	3 x 10 ⁴
Rewopol NLS30	Surfactante aniônico	9,31 x 10 ¹⁸	9,31 x 10 ¹⁸	1,84 x 10 ¹⁷	-	1,43 x 10 ¹⁸	1,31 x 10 ¹⁷	1 x 10 ¹⁹
Trilon B	Aminas Alifáticas	5,36 x 10 ¹¹	5,59 x 10 ⁹	5,59 x 10 ⁷	-	-	3,80 x 10 ⁵	4 x 10 ⁷
Trilon BAQ	Aminas Alifáticas - ácida	4,53 x 10 ⁶	1,57 x 10 ⁵	3,91 x 10 ⁴	-	-	2,26 x 10 ³	3 x 10 ⁵
Trilon TA	Aminas Alifáticas	3,81 x 10 ⁹	5,93 x 10 ⁷	1,73 x 10 ⁶	-	-	2,38 x 10 ⁴	2 x 10 ⁶

a: ChV= concentração onde não são observado efeitos crônicos significativos

* solubilidade na água insuficiente para causar o efeito tóxico na concentração prevista

Tabela 5. Risco ecológico dos agentes umectantes, em número de dias por ano com concentração maior do que a CMA no meio aquático, considerando uma industria têxtil com produção de 6500 kg/dia, relação de banho 10:1, funcionando 300 dias por ano, antes e após o tratamento.

Produto	Dias por ano > CMA (sem tratamento)	% do ano > CMA (sem trat.)	Dias por ano > CMA (com trat.)	% do ano > CMA (com trat.)
Alcoperse 602	0	0	0	0
Basojet PEL-200	0,34	0,09	0,34	0,09
Dekol SAD	0	0	0	0
Kieralon B	267,2	73,2	179,6	49,2
Kieralon MFB	58,5	16	57,4	15,7
Leophen N-AM	0	0	0	0
Lyocol BC	37,6	10,3	36,72	10,06
Primasol NF	295,5	80,9	295,1	80,8
Resimerce MC	0,5	0,1	0,4	0,1
Rewopol NLS30	0	0	0	0
Trilon B	0	0	0	0
Trilon BAQ	0,34	0,09	0,34	0,09
Trilon TA	0	0	0	0

Primasol NF apresentou concentração acima da máxima admissível em 295 dias do ano (81 %), *Kieralon B* em 267 dias no ano (73 %) e *Kieralon MPF* em 58 dias do ano (16%). Apesar do tratamento ter reduzido o risco ecológico de *Kieralon B* (para 180 dias por ano), o risco do composto ainda é considerado elevado (> 20 dias). A passagem pela estação de tratamento teve efeitos mínimos no risco ecológico dos demais produtos.

Dentre os agentes dispersantes, apenas *Lyocol BC* apresentou concentração maior que a CMA em mais de 20 dias por ano (38 dias), sendo sua passagem pela estação de tratamento insuficiente para redução do risco ecológico (37 dias). Os demais agentes dispersantes apresentaram baixo risco ecológico. Os agentes complexantes avaliados não apresentaram

risco ecológico significativo, uma vez que não foram estimadas concentrações maiores que a CMA no ano em nenhum desses compostos.

A partir dos resultados obtidos, verifica-se que, no grupo dos umectantes, três produtos apresentaram risco ecológico considerável. Dentre os agentes dispersantes, um produto apresentou risco ecológico. Já no grupo dos agentes complexantes nenhum produto apresentou risco ecológico relevante.

O agente umectante *Primasol NF* pertence à classe dos surfactantes catiônicos, cujos QSARs para determinação da toxicidade ambiental ainda encontram-se restritos a testes agudos de peixes e invertebrados aquáticos (CLEMENTS, 1996). Os demais compostos que apresentaram risco

ecológico pertencem à classe dos orgânicos neutros. Essa classe consiste em compostos não-eletrolíticos e não-reativos cuja toxicidade ocorre devido à sua ação anestésica ou narcótica (CLEMENTS, 1996). De acordo com USEPA (1999), os efeitos de compostos narcóticos são reversíveis se a exposição for interrompida antes da morte do organismo.

Apesar de nenhum dos agentes complexantes avaliados apresentar risco ecológico, deve-se atentar ao seu potencial de interação com outros compostos. Sabe-se que os agentes complexantes, como o EDTA, formam complexos estáveis com metais pesados, que podem passar incólumes pelas unidades de tratamento, liberando esses metais nos corpos receptores durante seu processo de degradação (LEÃO et al., 2002).

Os compostos avaliados não apresentaram potencial de distribuição significativa na biota (baixo fator de bioacumulação) e nos sedimentos (baixo Koc – exceto para *Kieralon B* e *Primasol NF*). Os resultados indicam que os compostos estudados apresentam maior risco para os organismos pelágicos, o que demonstra a eficácia dos endpoints adotados no presente estudo. Uma caracterização mais detalhada dos efeitos dos compostos com elevado Koc em organismos bentônicos é considerada

desnecessária, considerando os objetivos do presente estudo, já que ambos foram desaconselhados devido ao seu risco ecológico à fauna pelágica.

3.4. Incertezas e limitações

Em relação à estimativa da exposição, as incertezas associadas estão relacionadas aos modelos utilizados. A exposição é um importante fator para a avaliação do risco ambiental, mas é difícil estimar seus níveis a partir de modelos complexos de comportamento e exposição, pois esses requerem muitos parâmetros de entrada e cenários de exposição, muitas vezes desconhecidos (ZHANG et al., 2001). No caso em questão, a exposição foi calculada com uma série de considerações conservadoras e genéricas, como: cenário genérico de “pior condição”, e utilização de um modelo screening de diluição no curso d’água (PDM).

Estudos recentes apresentaram novas técnicas de estimativa da exposição por meio de modelos simplificados de comportamento e destino, cuja utilidade foi comprovada em diversos trabalhos (JIA et al., 1996; ZHANG et al., 2001). ZHANG et al. (2001) constataram que a simplificação excessiva das condições de exposição não é adequada, exceto nos casos de compostos químicos de toxicidade elevada ou em comparações com outros

compostos de comportamento similar. No presente estudo, os dois produtos que apresentaram potencial de adsorção aos sedimentos (umectantes - *Kieralon B* e *Primasol NF*) apresentaram risco ecológico significativo, e tiveram seu uso desaconselhado.

Outra fonte de incerteza consiste no fato de que os modelos foram originalmente calibrados para condições verificadas em ambientes de clima temperado. Assim, processos como a biodegradação e bioconcentração podem apresentar uma margem de erro adicional. No presente estudo esses fatores estariam mais relacionados a erros na estimativa da eficiência do tratamento e nos efeitos relacionados à bioconcentração dos compostos, não detectada para os compostos avaliados.

Os três tipos principais de incerteza relacionados aos efeitos ecológicos incluem as variações da sensibilidade de espécies para espécies, incerteza relacionada a diferenças entre efeitos crônicos e agudos, e a incerteza relacionada à extrapolação dos efeitos observados em laboratórios para efeitos no meio natural (POWER & MCCARTY, 1997). Nem mesmo a adoção dos fatores de incerteza, desenvolvidos especificamente para a determinação de concentrações máximas admissíveis de

substâncias não regulamentadas, garantem a ausência de efeitos ecológicos adversos. Esses fatores permitem apenas identificar uma concentração que, se ultrapassada, resulte em algum efeito ecológicos adverso (USEPA, 1999).

A utilização de QSAR na avaliação do risco ecológico é, atualmente, bem aceita, principalmente na estimativa do comportamento ambiental e propriedades físico-químicas dos compostos (USEPA, 1998; DEARDEN, 2002). No entanto, ainda são necessários alguns aperfeiçoamentos no que diz respeito a dados para estimativa da ecotoxicidade, principalmente para compostos com mecanismos de ação específicos (BLUM & SPEECE, 1990; DEARDEN, 2002). Gaudio & Zandonade (2001) recomendam uma postura mais crítica em relação à escolha de QSARs, pois muitos dos modelos publicados são criados sem a aplicação integral das regras gerais para proposição de modelos matemáticos de relações estrutura-atividade, o que pode reduzir a confiabilidade desses dados.

Os efeitos tóxicos avaliados consideraram apenas o ingrediente considerado perigoso na formulação do produto. Assim, não foram consideradas interações sinérgicas ou antagônicas entre os componentes da mistura, podendo haver sub ou superestimação da sua

ecotoxicidade e, conseqüentemente, de seu perigo ambiental. Ressalta-se que, numa escala mais ampla, os compostos ainda farão parte de uma mistura mais complexa, formada pelo efluente final da indústria. OECD (2003) apresenta um sistema de classificação do perigo ambiental de misturas baseado na ecotoxicidade de seus componentes.

As FISPQs dos produtos brasileiros apresentaram-se como uma fonte adicional de incerteza. Apesar de exigida pelo Decreto 2657 (BRASIL, 1998) e regulamentada pela NBR 14725 (ABNT, 2001) os dados fornecidos pelas FISPQs brasileiras impossibilitam afirmar se o produto não apresentava compostos perigosos ou se essas informações estavam sendo omitidas.

No entanto as incertezas e limitações apresentadas não inviabilizam o uso da avaliação de risco ecológico como um critério inicial de escolha de produtos com menor potencial de poluição. Os modelos utilizados no presente estudo apresentam diversas vantagens como poucos dados de entrada, baixo custo, resultados rápidos e fornecimento de estimativas conservadoras de exposição (USEPA, 2000b). Estudos com menor nível de incerteza podem ser realizados caso a caso, incluindo características específicas da empresa estudada, características do ambiente em

que ela se encontra e testes de laboratório (SUTER, 1996; 2007)..

4. CONCLUSÕES

Os produtos auxiliares têxteis, disponíveis no mercado, avaliados no presente estudo, apresentaram efeitos adversos e exposição ao meio aquático diferenciados. A Avaliação de Risco Ecológico possibilitou a caracterização desses efeitos e a caracterização da sua exposição, permitindo estabelecer um critério de escolha de produtos com menor risco ecológico e, conseqüentemente, com menor potencial poluidor.

Portanto, considera-se que a avaliação de risco ecológico apresenta grande potencial – como um critério simples, rápido e barato – para a comparação entre os auxiliares utilizados no beneficiamento têxtil, contribuindo para a prevenção da poluição desse setor.

Dada sua abordagem generalista, verifica-se que o processo de avaliação de risco ecológico pode ser utilizado na prevenção da poluição gerada por qualquer tipo de indústria, não se restringindo ao setor têxtil. A eficácia da ARE pode ser aumentada em estudos específicos, que considerem com maior detalhamento as características da empresa estudada e do ambiente onde ela se encontra.

Pesquisas futuras podem resultar em

uma melhor adaptação dos modelos de exposição e efeitos às condições tropicais, levando-se em consideração as diferenças nos processos ecológicos e hidrológicos nesses ambientes.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 14725 - **Ficha de Informações de Segurança de Produtos Químicos** – FISPQ. ABNT. 2001.
- BLUM, D. J. W.; SPEECE, R. E. Determining Chemical Toxicity to Aquatic Species: The Use of QSARs and Surrogate Organisms. **Environ. Sci. Technol.**, Vol. 24, Nº 3, 284-293. 1990.
- BRASIL. Decreto 2657. **Promulga a Convenção nº 170 da OIT, relativa à Segurança na Utilização de Produtos Químicos no Trabalho**, assinada em Genebra, em 25 de junho de 1990. Brasília. 1998.
- CETESB. **Compilação de Técnicas de Prevenção à Poluição nas Indústrias do Setor Têxtil**, 2ª edição. CETESB São Paulo. Brasil. 2001.
- CLEMENTS, R. G. **Estimating toxicity of industrial chemicals to aquatic organisms using structure-activity relationships**. 2nd edition. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USEPA 560-6-88-001. 1996.
- CLEMENTS, R. G.; NABHOLZ, J. V. **ECOSAR: A Computer Program for Estimating the Ecotoxicology of Industrial Chemicals Based on Structure Activity, User's Guide**. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. USA. 1999.
- DAVY, M.; PETRIE, R.; SMRCHEK, J.; KUCHNICKI, S.; FRANCOIS, D. **Proposal to Update Non-Target Plant Toxicity Testing Under NAFTA. Scientific Advisory Panel Briefing**. U.S. Environmental Protection Agency and Health Canada. 2001.
- DEARDEN, J. C. Prediction of Environmental Toxicity and Fate Using Quantitative Structure-Activity Relationships (QSARs). **J. Braz. Chem. Soc.**, Vol 13, Nº 6, 754-762. 2002.
- GAUDIO, A. C.; ZANDONADE, E. Proposição, Validação e Análise dos Modelos que Correlacionam Estrutura Química e Atividade Biológica. **Quim. Nova**. Vol. 24, Nº 5, 658-671, 2001.
- JIA, C. Q.; GUARDO, A. D.; MACKAY, D. Toxics Release Inventories: Opportunities for Improved Presentation and Interpretation. **Environ. Sci. Technol.**, Vol. 30, Nº 2. 1996.
- LEÃO, M. M.D., CARNEIRO, E.V., SCHWABE, W. K., BENJAMIN, J. O. **Controle Ambiental na Indústria Têxtil: Acabamento de Malhas. Relatório Final. Projeto Minas Ambiente, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. 2002.**

- LYNCH, D. G.; MAEEK, G. J.; NABHOLZ, J. V.; SHERLOCK, S. M.; WRIGHT, R. **Ecological Risk Assessment Case Study: Assessing the Ecological Risks of New Chemical Under the Toxic Substances Control Act.** In: USEPA. A Review of Ecological Assessment Case Studies from a Risk Assessment Perspective, Vol II. U.S. Environmental Protection Agency. Washington DC. USA. 1994.
- MALLICK, S. K.; CABEZAS, H.; BARE, J. C.; SIKDAR, S. K. A Pollution Reduction Methodology for Chemical Process. **Ind. Eng. Chem. Res.**, v.35, p.4128-4138. 1996.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT -OECD. **Harmonized Integrated Classification System for Human Health and Environmental Hazards of Chemical Substances and Mixtures.** OECD, Paris. 2003.
- POWER, M.; McCARTY, L. S. Fallacies in Ecological Risk Assessment Practices. **Environ. Sci. Technol.** Vol 31. N° 8. 370-376 A. 1997.
- SINSHEIMER, P.; GOTTLIEB, R.; FARRAR, C. Integration Pollution Prevention Technology into Public Policy: The Case of Professional Wet Cleaning. **Environ. Sci. Technol.**, Vol 36, N° 8, 1649-1654. 2002.
- SUTER, G. W. II. Guide for Developing Conceptual Models for Ecological Risk Assessment. **Environmental Restoration Risk Assessment Program.** Oak Ridge National Laboratory. U.S. Department of Energy. USA. 1996.
- SUTER, G. W. II **Ecological Risk Assessment.** Second edition. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, Florida, US. 2007.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Guidelines for Ecological Risk Assessment.** U.S. Environmental Protection Agency. USA. 1998.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Exposure and Fate Assessment Screening Tool – E-FAST,** Beta Version. Document Manual. Versar Inc. U.S. Environmental Protection Agency. USA. 1999.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Pollution Prevention (P2) Framework. Office of Pollution Prevention and Toxics.** U.S. Environmental Protection Agency. USA. 2000a.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. EPI Suite. **Copyright USEPA’s Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Corporation.** U.S. Environmental Protection Agency. USA. 2000b.
- ZHANG, Q.; CRITTENDEN, J. C.; MIHELICIC, J. R. Does Simplifying Transport and Exposure Yield Reliable Results? An Analysis of Four Risk Assessment Methods. **Environ. Sci. Technol.** v.35, p.1282-1288. 2001.