

36032630

ATELIER
Indices d'évaluation des
effluents du PASL

Montréal, 23 novembre 1990

FC
2759
P6
A82
1990

Le 6 novembre 1990



Cher(e) collègue,

Permettez-moi de vous inviter à participer à l'atelier suivant : "Indices d'évaluation des effluents du Plan d'action Saint-Laurent (PASL)",

le vendredi 23 novembre 1990
salle Pierre de Coubertin
Auberge Universel
5000, rue Sherbrooke est
Montréal (Québec)
H1V 1A1

Tél.: (514) 253-3365

Cet atelier est organisé à la demande du comité d'harmonisation PASL Protection; il explicitera et comparera les indices actuellement proposés pour l'évaluation des 50 effluents industriels du PASL.

Le programme prévu à cette fin et la liste des invités sont annexés.

Nous espérons avoir l'honneur et le plaisir de vous voir participer à l'atelier : compte tenu des impératifs d'organisation, nous vous demandons de CONFIRMER votre présence par appel téléphonique à :

M. Raymond van Coillie
Coordonnateur de l'atelier
(514) 928-4218

ou

Mme Lynn Cleary
Directeur, Écotoxicologie et écosystèmes
(514) 283-6499

M. van Coillie vous enverra ensuite les résumés des présentations.

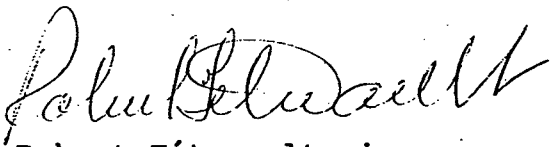


Pensez à recycler!

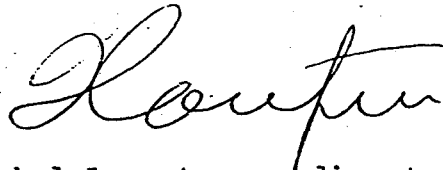


Think Recycling!

En vous remerciant de votre attention et de votre collaboration, veuillez accepter, cher(e) collègue, l'expression de mes meilleurs sentiments.



Robert Tétreault, ing.
Responsable de l'équipe
d'intervention St-Laurent



Michel Lamontagne, directeur exécutif
Centre Saint-Laurent

ATELIER SUR LES INDICES D'ÉVALUATION DES EFFLUENTS INDUSTRIELS DU PASL

À la demande du : Comité d'harmonisation MENVIQ-Env. Canada
pour le PASL, sous-comité de la Protection

Organisé par : Centre Saint-Laurent (CSL) et Équipe
d'intervention Saint-Laurent (EISL)

Lieu : Auberge Universel, salle Pierre de
Coubertin,
5000, rue Sherbrooke Est, Montréal, H1V 1A1
tél.: (514) 253-3365

Date : le vendredi 23 novembre 1990

PROGRAMME

1. MATINÉE (9h30 à 12h30) Séance plénière (R. van Coillie, CSL)

- 9h30 Mot de bienvenue et objectifs de l'atelier
- M. Lamontagne (CSL)
- 9h45 Indice d'évaluation "chimiotox"
- M. Pineau et T. Van Kiêt (SNC)
- 10h05 Barème d'évaluation écotoxicologique
- N. Bermingham et G. Costan (CSL)
- 10h30 Pause café et rafraîchissement
- 10h45 Évaluation écotoxicologique "QSAR"
- P. Anderson et M. Kiamos (Université
Concordia)
- 11h05 Résultats des trois évaluations pour des
effluents du PASL
- N. Bermingham, M. Kiamos, R. van Coillie
et T. Van Kiêt
- 12h30 Dîner (10 \$ et 16 \$ pour les buffets)

2. APRÈS-MIDI (14 heures à 16h30)

- 14 heures Discussion en table ronde
- P. Lundahl (Lavalin)
- 16 heures Conclusion
- M. Lamontagne et R. Tétreault

Nombre de participants invités : 29 provenant du MENVIQ,
Environnement Canada, universités
et consultants

PARTICIPANTS INVITÉS

Comité d'harmonisation MENVIQ-Environnement Canada pour le PASL,
sous-comité de la Protection:

M. Masse (MENVIQ)
G. Duchesneau (EISL)
R. Tétreault (EISL)
A. Bouchard (MENVIQ)
N. Bermingham (CSL)
R. Vezeau (CSL)
C. Thellen (MENVIQ)
M. Sinotte (MENVIQ)
L. Martel (MENVIQ)

Centre Saint-Laurent (CSL) :

M. Lamontagne
L. Cleary
R. van Coillie
C. Blaise
G. Costan
J.F. Férard (France)
M. A. Provencher

Équipe d'intervention du Saint-Laurent (EISL) :

E. Fédida
M. Villeneuve
A. Gillepsie
A.M. Parent
P. Terrault

Universités :

P. Couture (UQAR)
P. Anderson (Concordia)
M. Kiamos (Concordia)
M. DuBow (McGill)
M. Bertrand (Montréal)

Consultants :

M. Pineau (SNC)
T. Van Kiêt (SNC)
P. Lundahl (Lavalin)

Cette page consiste en un séparateur de couleur

RÉSUMÉS DES PRÉSENTATIONS

**DEVELOPPEMENT D'UN ALGORITHME DE CALCULS
D'INDICATEURS DE LA REDUCTION DE REJETS
INDUSTRIELS TOXIQUES**

Nguyen, Van Kiet
SNC inc.
Montréal, Québec

Pineau, Marcel
SNC inc.
Montréal, Québec

Un modèle d'Indicateurs a été développé afin de permettre à Environnement Canada de mesurer et de communiquer au public spécialisé et au public en général les progrès accomplis dans la réalisation du Plan d'Action Saint-Laurent.

Quatre (4) principaux concepts ont été avancés et mis à contribution dans le développement de cet outil, soit: le regroupement des polluants organiques et inorganiques; l'utilisation d'un paramètre d'équivalence capable de ramener les différents contaminants individuels à une unité commune; l'utilisation de cette unité commune en relation avec les mesures de réduction des rejets dans les usines; la pondération de toxicité.

Le modèle d'Indicateurs ainsi développé permet de présenter trois (3) niveaux d'intégration. Un premier niveau de base de travail concerne la totalité des données brutes (charges de chaque contaminant par usine). Un second niveau concerne l'intégration intermédiaire des données brutes, c'est-à-dire le profil de réduction des rejets par secteurs industriels et/ou par groupes de contaminants et/ou par année. Enfin, un niveau global d'intégration où l'ensemble des efforts de réduction des rejets peuvent être visualisés dans le temps par un indice graphique de 0 à 100%.

L'algorithme de calcul qui a été développé pour générer les trois (3) niveaux d'Indicateurs utilise des matrices-opérateur. Les matrices-opérateur traite l'information des matrices de données selon les niveaux d'intégration désirés.

**BARÈME D'EFFETS ÉCOTOXIQUES POTENTIELS: UNE MESURE SYNTHÉTIQUE
D'ÉVALUATION DU DANGER ASSOCIÉ AUX EFFLUENTS INDUSTRIELS**

Georges Costan, Norman Bermingham et Raymond van Coillie
Centre Saint-Laurent
Environnement Canada
Longueuil, Québec

Un des objectifs majeurs du PASL consiste à réduire de 90% l'émission toxique de l'ensemble des 50 rejets liquides industriels prioritaires. L'atteinte de cet objectif d'ici 1993, implique principalement une action sur les usines dont le potentiel toxique est maximal, et un suivi dans le temps permettant le contrôle de ces rejets. Pour cibler les usines à fort potentiel écotoxique, l'approche suivante est préconisée:

- 1) échantillonnage et analyse de chaque rejet (caractérisation chimique et évaluation des effets écotoxiques),
- 2) identification des sources majeures de pollution (importance relative de la toxicité de chaque rejet),
- 3) emphase sur les rejets identifiés comme étant les plus problématiques (prise de décision d'après les points 1 et 2).

Pour discriminer les rejets et faciliter la prise de décision, un barème d'effets écotoxiques potentiels est proposé. Il s'agit essentiellement d'un outil de gestion à caractère scientifique. Ce barème intègre les résultats de 5 bioanalyses en une valeur, comprise entre 0 et 10, exprimant l'impact potentiel toxique d'un rejet. Plusieurs variables sont considérées: seuil minimal toxique et génotoxique, intensité de la réponse, persistance des effets, et débit de l'effluent.

Les tests suivants ont été choisis en fonction de la représentativité de divers niveaux trophiques, de divers seuils de toxicité, et du rapport coût-bénéfice de chacun:

BIOANALYSES	NIVEAUX TROPHIQUES	NIVEAUX DE TOXICITÉ
Microtox	Bactérie	Subléta1 aigu
SOS Chromotest	Bactérie	Génotoxicité
Selenastrum	Algue verte	Subléta1 subaigu
Ceriodaphnia	Crustacé	Léta1 aigu
Ceriodaphnia	Crustacé	Subléta1 chronique

Ces tests mesurent la létalité de l'ensemble des composantes physiques, chimiques et bactériologiques de l'effluent, et quelques aspects des fonctions vitales d'un organisme ou d'une population pouvant être altérées, diminuant ainsi les probabilités de survie à plus ou moins long terme. Le niveau de subléta1ité chronique traduit un effet normalement irréversible, donc plus nocif que l'effet subléta1 aigu-subaigu (réversible).

Par ailleurs, une étape de biodégradation de l'échantillon (5 jours) et la reprise subséquente des biotests avec bactéries et algues, permet d'évaluer la persistance des effets toxiques et génotoxiques détectés. L'ensemble des résultats bio-analytiques (avant et après biodégradation) est considéré pour évaluer l'importance relative de la toxicité potentielle de chaque effluent. La formulation du barème sera discutée lors de la présentation.

ADAPTATION DES MODELES QSAR ET IEM ET DES METHODES DE CALCUL MTI AU CONTROLE DES EFFLUENTS INDUSTRIELS

Maria A. Kiamos et Perry D. Anderson

Laboratoires de chimie environnementale et
d'écotoxicologie de l'Université Concordia (CEEC)
1455 de Maisonneuve ouest, H-003
Montréal (Québec) H3G 1M8

Les évaluations de toxicité sont essentielles au contrôle des rejets de produits chimiques. Il y a deux façons de les aborder: effectuer des bioessais complets de l'effluent ou des évaluations basées sur les analyses chimiques des rejets. Chacune de ces méthodes a ses avantages et ses limites. Normalement, les organismes de réglementation les utilisent toutes les deux pour gérer les programmes de contrôle des effluents industriels.

Le présent exposé traite de l'évaluation de la toxicité d'un effluent à partir de son analyse chimique. L'intérêt principal de cette méthode tient au fait qu'elle permet directement de réduire la quantité de substances cancérigènes et bioaccumulables. De plus, le fait de connaître les risques que présente un produit donné pour l'environnement est extrêmement utile pour concevoir des systèmes de traitement des rejets et apporter des modifications au procédé de fabrication. Par contre, les principaux désavantages de cette méthode sont le coût très élevé des analyses chimiques et des essais, si l'effluent à l'étude est formé de nombreux constituants, et le fait qu'elle ne tient pas compte des interactions des toxiques (antagonisme, additivé, synergie).

Il est possible de surmonter certains désavantages en se servant de modèles de prédiction de toxicité et de bioaccumulation (QSAR) et de mélanges (MTI). Les principes fondamentaux des modèles QSAR (Quantitative Structure Activity Relationship) et MTI (Multiple Toxicity Indices) sont exposés, ainsi que la possibilité de leur application à partir des bases de données toxicologiques (p. ex. ASTER aux E.-U.). Les modèles IEM (Interspecific Extrapolation Models) permettent d'adapter à la protection des espèces indigènes de l'écosystème du Saint-Laurent les données toxicologiques et les valeurs qui leur sont reliées.

Une étude de cas permettra de prouver l'utilité de ces modèles et de ces méthodes de calcul. Le protocole décrit trouve une application immédiate dans la réglementation des effluents industriels et, à long terme, devrait être très utile aux programmes de gestion et de surveillance.

Cette page consiste en un séparateur de couleur

ETABLISSEMENT D'UNE METHODE DE DETERMINATION D'INDICATEURS DE REDUCTION DES REJETS INDUSTRIELS TOXIQUES

NGUYEN Van Kiet et Marcel PINEAU
Direction de
l'Environnement industriel
SNC inc.

Résumé

Un modèle d'Indicateurs a été développé afin de permettre à Environnement Canada de mesurer et de communiquer au public spécialisé et au public en général les progrès accomplis dans la réalisation du Plan d'Action Saint-Laurent.

Quatre (4) principaux concepts ont été avancés et mis à contribution dans le développement de cet outil, soit: le regroupement des polluants organiques et inorganiques; l'utilisation d'un paramètre d'équivalence chimique capable de ramener les différents contaminants individuels à une unité commune; l'utilisation de cette unité commune en relation avec les mesures de réduction des rejets dans les usines; la pondération de toxicité.

Le modèle d'Indicateurs ainsi développé permet de présenter trois (3) niveaux d'intégration. Un premier niveau de base de travail concerne la totalité des données brutes (charges de chaque contaminant par usine). Un second niveau concerne l'intégration intermédiaire des données brutes, c'est-à-dire le profil de réduction des rejets par secteurs industriels et/ou par régions géographiques et/ou par groupes de contaminants et/ou par année. Enfin, un niveau global d'intégration où l'ensemble des efforts de réduction des rejets peuvent être visualisés dans le temps par un indice graphique de 0 à 100%.

L'algorithme de calcul qui a été développé pour générer les trois (3) niveaux d'Indicateurs utilise des matrices-opérateur. Les matrices-opérateur traitent l'information des matrices de données selon les niveaux d'intégration désirés.

Introduction

Le plan d'Action Saint-Laurent (PASL) contient trois (3) données centrales:

1. 50 usines prioritaires,
2. 90 % de réduction des rejets toxiques,
3. 1993: l'objectif de 90 % de réduction des rejets toxiques devant être atteint en 1993.

Dès lors, une question fondamentale doit être posée quant à la mesure quantitative et technique de cet objectif de réduction des rejets industriels toxiques:

- quel(s) Indicateur(s) pourraient servir à mesurer et à traduire un concept aussi général et "globalisant" que celui d'un % de réduction des rejets toxiques?
- quel(s) Indicateur(s) pourraient être utilisés pour mesurer les progrès réalisés dans la réduction des rejets toxiques sur la période 1990-1993, donc de mesurer ce qui est réellement accompli à un moment "t" dans le temps par rapport à l'objectif fixé?

À l'origine, la réduction des rejets toxiques s'exprime à travers un grand nombre de paramètres individuels:

- paramètres conventionnels: pH, MES, DBO₅, DCO, H&G, etc.,
- métaux lourds: chrome, nickel, arsenic, cadmium, mercure, etc.,
- hydrocarbures aromatiques polycycliques,

- composés aromatiques monocycliques volatils,
- composés phénoliques,
- congénères de PCB,
- hydrocarbures aliphatiques,
- données de bio-essais,

Compte-tenu des 50 usines visées par le PASL, et si l'on considère, par exemple, 50 des paramètres ci-haut pour chaque usine, dès lors l'image de la réduction des rejets toxiques prend la forme d'une matrice très complexe de dimension 50 par 50 à laquelle seul le spécialiste peut avoir accès. La complexité d'interprétation d'une telle matrice conduit donc à réserver la compréhension des progrès du PASL aux seuls spécialistes eux-mêmes.

De plus, il est clair qu'aucun des paramètres d'une telle matrice ne peut à lui seul rendre compte d'un % de réduction des rejets toxiques pour une usine donnée, et encore moins pour l'ensemble des 50 usines.

Le présent projet vise donc à apporter une contribution novatrice au PASL en lui fournissant des instruments de mesure de son objectif, soit la mesure du % de réduction des rejets industriels toxiques en fonction du temps.

Ce rapport présente les résultats des travaux. Conformément aux termes du mandat, les quatre aspects suivants sont exposés:

- 1- Méthodologie employée pour développer et mettre au point le concept des indicateurs.
- 2- Niveaux d'intégration: indicateur global et indicateurs intermédiaires.
- 3- Clé d'interprétation associée aux applications des indicateurs.
- 4- Sensibilité et validation.

Le rapport comprend en outre une section consacrée au développement de l'algorithme de calcul des indicateurs et au prototype informatique.

Méthodologie

Démarche générale

L'ensemble des paramètres de pollution retenus pour les fins d'intégration est divisé en deux catégories: les organiques toxiques et les inorganiques toxiques. Pour les besoins de sommation pour intégration en Indicateurs, on procédera à:

- . des calculs d'Équivalence chimique;
- . et des calculs de Pondération toxique.

Polluants organiques

Les organiques toxiques seront pris dans les listes des toxiques prioritaires de USEPA et du MENVIQ. Ils sont regroupés en 6 familles de composés (paramètres intégrateurs):

- 1- les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques)
- 2- les D&F (Dioxines et Furannes) et les BPC (Biphényles polychlorés)
- 3- les Phénols (chlorés et non chlorés)
- 4- les COV (Composés organiques volatiles, halogénés et non halogénés)
- 5- les AR&G (Acides Résineux et Gras)
- 6- les Phtalates

La base de calcul de sommation chimique pour intégration par famille de composés organiques sera la "DCO-équivalent", basée sur les calculs de balancement des équations chimiques d'oxydo-réduction des réactions d'analyses expérimentales de DCO selon le Standard Methods. Un exemple de calcul est donné en annexe.

Les raisons qui justifient ce choix sont:

. le paramètre conventionnel DCO-mesuré est présent dans les anciens rapports de la firme LGL (pour les années antérieures à 1988) et dans les rapports présents et à venir des programmes de caractérisation de 1989 et 1990; de plus, il sera facilement obtenu pour les années 1991-93 et de façon rapide et économique;

. par ailleurs, c'est un paramètre conventionnel en génie de l'environnement, pour les calculs de prévision des programmes d'assainissement industriel, notamment en regard des rendements d'enlèvement prévus pour les futures installations de traitement des eaux;

. c'est un paramètre "englobant" qui incorpore presque toutes les substances organiques, plus que la DBO5 et légèrement moins cependant que la COT (qui est difficile et coûteux);

. en assainissement des eaux, ce paramètre permet de chiffrer ultimement le procédé d'oxydation chimique à mettre en œuvre pour détoxifier un effluent industriel ou des boues d'épuration.

Polluants inorganiques

Les polluants inorganiques (toxiques reconnus et autres, retenus pour nos fins) sont regroupés en 3 paramètres intégrateurs:

1. les métaux lourds reconnus toxiques: As, Cd, Cu, Cr total, Hg total, Ni, Pb, Zn;

2. les autres métaux: Fe, Ti, Mn, Se, Va;

3. les autres (les anions): CN^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , S^{2-} , $\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$, N-NH_2 ;

Dans le cas des inorganiques, la base de calcul de sommation chimique pour intégration par paramètres intégrateurs est le "ST-équivalent" (pour "Solides Totaux-équivalent"), également basé sur la méthode d'analyse expérimentale extraite de Standard Methods. Il suffit de convertir par une simple égalisation arithmétique des charges massiques des paramètres en charges de ST-équivalent. Les deux premières raisons qui justifient son choix sont les mêmes que ci-dessus. Les Solides Totaux sont présents dans tous les rapports de caractérisation, facilement exigible dans les années à venir du point de vue rapidité et économie, conventionnel et servant de référence dans le domaine de génie de l'environnement. De plus, c'est un paramètre qui englobe tous les paramètres inorganiques mentionnés.

Données disponibles

1. Les résultats présentement disponibles (jusqu'en 1988):

Le système de gestion de base de données du groupe d'intervention Saint-Laurent dispose d'un ensemble de résultats de différentes campagnes d'échantillonnage et d'analyses physico-chimiques pour les effluents de 50 industries visées, jusqu'à l'année 1988. Ces résultats étaient compilés par la firme LGL et se rapportaient essentiellement:

. aux paramètres conventionnels (MES, DBO₅, DCO,...);

. aux métaux lourds et autres;

. aux anions et cations (sulfure, phosphate, ...);

. aux phénols totaux.

Avant 1988 par contre, on ne dispose d'aucune donnée significative quant aux paramètres toxiques prioritaires.

2. Les résultats à venir des programmes de caractérisation (1989-90):

Présentement, les programmes de caractérisation des effluents des industries visées commencent à être complétés, et les résultats sont en cours de compilation dans le système SGDB. Ces résultats sont plus significatifs et plus complets quant aux paramètres toxiques prioritaires mentionnés ci-dessus.

3. Les résultats à venir (1990-93):

Il est prévu que pour les années à venir, 1990-93, les programmes de contrôle et de surveillance des effluents industriels se rapporteront au suivi périodique des paramètres conventionnels et certains des paramètres toxiques. Ces données deviendront alors les nouveaux intrants pour l'application des indicateurs.

Établissement de l'année de Référence (1988)

L'année de référence (année 0) pour les déversements industriels initiaux du PASL doit en principe être 1988. En pratique toutefois, on a vu qu'il n'existe aucune donnée de charge sur les substances organiques toxiques pour l'année 1988.

En raison de cette contrainte, on a donc proposé une approche pour approximer et générer des données 88 à partir des résultats des programmes de caractérisation (échantillonnages et analyses) réalisés en 1989-1990. Cette approche sera exposée ci-dessous. Essentiellement, elle consiste à utiliser les résultats détaillés obtenus en 1989-1990 sur les substances organiques prioritaires et à dériver, à partir de ces résultats, des coefficients d'équivalence chimique (CE-chim). Ces coefficients établissent une relation entre la DCO-équivalent de l'année 1989-1990 pour

usine donnée et les charges (exprimées en DCO-équivalent) des différentes familles de toxiques organiques mesurées à cette même année. Assumant toute chose étant égale par ailleurs, l'application de ces coefficients à la DCO-mesuré disponible pour l'année 1988 peut donc permettre d'approximer et de générer les données 88 manquantes. L'algorithme de calcul nécessaire pour effectuer automatiquement les nombreux calculs requis par cette approche est présentement implanté dans le prototype informatique de calcul des Indicateurs.

Nonobstant le fait qu'il s'agit d'une méthode approximative, ces calculs présentent un réel intérêt en regard de la nécessité d'établir une année de référence pour les déversements initiaux. Par contre, la limite de l'application de cette méthode est présentement l'absence de validation statistique. Une telle validation pourrait être obtenue dans le cadre d'un programme de génération de données similaires à ceux qui sont appliqués aux États-Unis comme par exemple les TRE (Industrial Toxicity Reduction Evaluation).

À défaut d'accepter l'approche qui a été proposée ici, la conception de l'algorithme de calcul des Indicateurs a été prévue de façon telle qu'ils puissent être appliqués uniquement en fonction des données disponibles, c'est-à-dire en établissant l'année de référence en fonction des programmes de caractérisation.

Développement de l'algorithme de calcul

Pondération de toxicité

Les travaux que nous avons effectués pour le développement des Indicateurs de Réduction des Rejets Toxiques ont conduit à mettre en lumière l'importance du concept de "Coefficients de Toxicité".

Les coefficients de toxicité sont utilisés notamment en France et aux États-Unis. Ils servent à traduire l'importance toxique relative d'un contaminant par rapport à un autre. Or, ceci touche véritablement à une question de fonds, à savoir comment doit-on interpréter la réduction des rejets toxiques?

Considérons un exemple simple. Il est établi que les HAP et les Dioxines sont tous deux des substances toxiques. On suppose qu'un effluent rejette au Fleuve 10 kg de HAP et 1 kg de Dioxine. On suppose aussi qu'on atteint un objectif de réduction de 90% de ces rejets toxiques, donc une réduction des HAP de 10 à 1 kg et de 1 à 0.1 kg pour les Dioxines. Si, par exemple, on démontre que 0.1 kg de Dioxines est 10 fois plus toxique que 1 kg de HAP, dès lors l'interprétation qu'on peut donner à une réduction de 90% s'en trouve nécessairement affectée.

Les coefficients de toxicité ont été proposés comme des outils pour tenter de mieux refléter l'importance toxique relative d'un contaminant par rapport à un autre. L'utilisation de tels coefficients est donc d'une importance indiscutable pour l'application d'Indicateurs de Réduction des Rejets Toxiques du PASL.

Pour les besoins du présent mandat, des valeurs de pondération extraites de différentes sources (Michigan, Tennessee, Envi-Canada et Menviq) ont été utilisées pour affecter des facteurs-multiplicateurs de toxicité, "F-tox", pour chaque paramètre organique et inorganique élémentaire de la liste des prioritaires.

Après multiplication par ces facteurs, les charges en DCO-équivalent et en St-équivalent sont transformées en "Unités Chimiotox/ jour" avant leur intégration globale en indicateurs de réduction de rejets toxiques.

Exemple:

. Pour l'industrie "n", la charge journalière dans l'effluent en 2,4,6-trichlorophénol $C_6H_2Cl_3(OH)$ étant de "x" kg/d, la charge en DCO-équivalent/d sera de:

$$\frac{x \frac{kg}{d} * \frac{kg \text{ de DCO-équivalent}}{mole}}{\frac{kg}{mole}} = \frac{kg \text{ de DCO-équivalent}}{d}$$

. Soit F-tox, le facteur-multiplicateur de toxicité pour le 2,4,6-trichlorophénol $C_6H_2Cl_3(OH)$. La charge en Unités Chimiotox (U.C./d) sera de:

$$\frac{\text{kg de DCO-équivalent}}{d} * F\text{-tox} \frac{U.C.}{\text{kg de DCO-équivalent}} = \frac{U.C.}{d}$$

. Une charge "x" en kg/d du polluant organique en question peut être convertie en une charge en kg de DCO-équivalent/d et en une "charge" en U.C./d.

Coefficient d'équivalence chimique CE-chim

Les programmes de caractérisation des effluents de 89-90 donnent lieu à des résultats d'analyses détaillées des paramètres conventionnels DCO, DBO5, MES, ST, et également des paramètres toxiques prioritaires, tant pour les inorganiques que pour les organiques. Aussi a-t-on procédé aux étapes suivantes concernant les toxiques organiques, à partir des résultats de ces rapports:

- Établissement pour chaque effluent industriel d'un coefficient d'équivalence-chimique (CE-chim). Ceci se fait par le quotient suivant, pour l'effluent considéré (1989-1990):

$$\frac{\sum_{\text{orga tox}} \frac{\text{kg de DCO-équivalent}}{d}}{\frac{\text{kg de DCO-mesuré}}{d}} = \text{CE-chim}$$

- Traitement des résultats antérieurs: reprise des rapports de LGL pour établir un total en DCO-équivalent de l'année de référence 1988, à partir des résultats sur les DCO-mesuré conventionnels:

$$\frac{\text{kg de DCO-équivalent}}{d} = \frac{\text{kg de DCO-mesuré}}{d} * \text{CE-chim}$$

- Traitement des résultats postérieurs: pour les années à venir (1991-1993), toute chose étant égale par ailleurs, les résultats simplifiés et conventionnels sur les DCO-mesuré pourront aussi être traités pour conversion en DCO-équivalent avant la sommation pour intégration globale. Si une industrie vient à modifier ses procédés industriels ou ses installations d'assainissement, alors il pourra être nécessaire de procéder à une analyse détaillée des paramètres prioritaires, afin de redéterminer le CE-chim pour interpréter les autres futurs résultats des années suivantes.

Pour les inorganiques, la démarche sera similaire et se basera simplement sur les ST-équivalent. Pour un effluent considéré en 1989-1990:

$$\frac{\sum_{\text{inorga}} \frac{\text{kg de ST-équivalent}}{d}}{\frac{\text{kg de ST-mesuré}}{d}} = \text{CE-chim}$$

Puis, pour l'année de référence 1988, et les années à venir 1991-1993:

$$\frac{\text{kg de ST-équivalent}}{d} = \frac{\text{kg de ST-mesuré}}{d} * \text{CE-chim}$$

Coefficient de pondération toxique CP-tox

La même démarche est reprise pour définir le coefficient de pondération toxique CP-tox pour exploiter les résultats des différents rapports.

- Établissement pour chaque effluent industriel d'un coefficient de pondération toxique (CP-tox) pour les organiques toxiques et les inorganiques sélectionnés. Pour les résultats des programmes de caractérisation 1989-1990, concernant les organiques toxiques:

$$\frac{\sum_{\text{orgs tox}} \frac{U.C.}{d}}{\frac{\text{kg de DCO-mesuré}}{d}} = CP\text{-tox}$$

- Pour l'année de référence 1988 et également pour les années à venir 1991-1993, les charges exprimées initialement en DCO conventionnelle peuvent être converties en "charges" en U.C./d:

$$\frac{U.C.}{d} = \frac{\text{kg de DCO-mesuré}}{d} + CP\text{-tox}$$

On procédera de la même façon pour les inorganiques avec les charges exprimées initialement en ST-équivalent. Pour les années 89-90:

$$\frac{\sum_{\text{inorga}} \frac{U.C.}{d}}{\frac{\text{kg de ST-mesuré}}{d}} = CP\text{-tox}$$

et pour les autres années 1988, 1991 à 1993:

$$\frac{U.C.}{d} = \frac{\text{kg de ST-mesuré}}{d} + CP\text{-tox}$$

Prototype informatique

Le système de gestion de Base de Données actuel du Groupe d'Intervention (PASL)

Celui-ci est basé sur le progiciel Fox-Pro lequel peut être compatible avec le autres progiciels courants: dBASE-III et IV, Lotus et Quattro. Les résultats sont compilés dans des fichiers de type "dbf". Un consultant externe a installé un logiciel de présentation des résultats compilés par LGL (jusqu'en 1988). Les résultats en cours des programmes de caractérisation (89-90) sont en voie de compilation dans les mêmes structures.

La programmation du prototype informatique de calcul des Indicateurs

Le progiciel Quattro-Pro est utilisé pour le développement du prototype informatique de calcul des Indicateurs. Il peut être compatible avec le progiciel Fox-Pro pour une intégration au SGBD actuel.

Les résultats sont présentés sous forme de matrices essentiellement. La complexité des matrices diminue au fur et à mesure que l'on monte à des niveaux plus hauts d'intégration des résultats par secteur industriel et par type de paramètre, par année. Les matrices les plus simples peuvent être aussi représentées par des histogrammes facilitant les interprétations.

Niveaux d'intégration: indicateur global et indicateurs intermédiaires

Trois (3) niveaux d'intégration

Pour les besoins de communication, trois niveaux d'intégration sont retenus:

1. au niveau "base de travail", on est en présence de matrices détaillées (50 x 117) qui seront difficiles à faire imprimer dans les formats de papier courant, à moins d'y procéder par parties fragmentées. A ce niveau, ce sont les données détaillées et non encore intégrées. On y procédera aux calculs des coefficients "CE-chim" et "CP-tox";

2. au niveau d'"intégration intermédiaire", sur la base des équivalences chimiques et toxicologiques, on procède aux sommations par secteur et par grandes catégories de polluants (organiques et inorganiques), par années, etc. Les résultats d'intégration se présentent alors sous forme de matrices condensées, facilement imprimables et communicables au public spécialisé;

3. au niveau d'"intégration globale", une plus grande condensation des matrices de résultats est obtenue. A ce niveau, les indices de pollution et les indicateurs de rejets toxiques sont définis pour la présentation globale du suivi du programme PASL au grand public et aux médias. Ces nouveaux outils de communication seront représentés par des histogrammes faciles d'interprétation; l'impression de ces derniers ne posera aucun problème pour les formats habituels de papier (8 x 11).

Caractéristiques des niveaux d'intégration

Les critères retenus pour les indicateurs à chaque niveau d'intégration sont:

- . Niveau BT: (Base de travail)
 - . données complètes mais non redondantes;
 - . facilité d'opération pour mise-à-jour régulière.
- . Niveau II: (Intégration intermédiaire)
 - . rigueur scientifique;
 - . du point de vue chimique (conformité avec les résultats d'analyses des programmes de caractérisation)
 - . du point de vue toxicologique (conformité avec les objectifs du programme PASL)
 - . du point de vue technologie de l'assainissement des eaux usées (conformité avec les programmes d'assainissement industriel)
- . Niveau IG: (Intégration globale)
 - . simplicité de visualisation et d'interprétation
 - . sensibilité à la tendance de réduction des rejets toxiques (1987-1993: de 100 à 10)

Sensibilité et validation

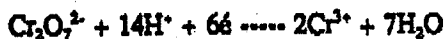
Pour vérifier le fonctionnement et la sensibilité des Indicateurs, des données temporaires ont été placées dans toutes les matrices de calcul utilisées par le prototype informatique. Au total, plus de 3000 données ont été entrées.

Ceci ne doit pas suggérer qu'autant de données doivent être entrées chaque fois que l'on utilise les indicateurs. Au contraire, l'ensemble des données ne doit être entré qu'une seule fois au début. C'est ce qui est communément appelé "l'initialisation" du modèle. Par la suite, seule des mises à jour sont nécessaires au niveau d'une seule matrice, soit la matrice des mesures de traitement (mesures de réduction). Ces mises à jour sont requises quand les usines prioritaires mettent en opération les différents éléments de leurs programmes d'assainissement ou quand les nouveaux résultats "après traitement" commenceront à être obtenus.

Dès que les rapports de caractérisation 89-90 seront tous disponibles et résumés dans la banque de données du Groupe d'Intervention; et dès que le contenu des protocoles d'assainissement des usines aura été informatisé, alors il suffira de faire l'initialisation des matrices du prototype de calcul avec les données réelles. À ce stade-ci, les données temporaires permettent que le prototype soit fonctionnel. Elles permettent également de vérifier la sensibilité c'est-à-dire l'aptitude des Indicateurs à rendre compte de la mise en place, dans une ou plusieurs usines, des mesures de réduction des rejets toxiques.

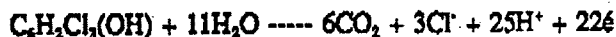
Annexe: Exemple de calcul de DCO-équivalent

Oxydant de référence



Substance organique toxique

2,4,6-trichlorophénol



Réaction d'oxydo-réduction en milieu sulfo-chromique



1 mole de $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ équivaut à 6 équivalents.

1 équivalent, par convention, équivaut à une demande chimique de 8 g d'Oxygène.

Calcul de la DCO équivalente par mole

Dans notre cas, chaque mole de 2,4,6-trichlorophénol exerce une DCO de:

$$(11\text{moles} \times 6 \text{ éq./mole} \times 8 \text{ g d'O./éq.}) / 3 = 176 \text{ g d'O.}$$

Calcul de la charge organique en DCO équivalente

Pour une charge de X kg/d du produit toxique 2,4,6-trichlorophénol (de poids molaire égal à 197.35), la charge en DCO équivalente est de:

$$(X \text{ kg/d}) / 197.35 \times 176 = Y \text{ kg de DCO-éq./d}$$

On peut alors faire la sommation des charges en DCO équivalente pour toutes les substances toxiques identifiées et dosées pour chaque industrie. Ce résultat sert de base pour les prévisions des futurs programmes d'Assainissement.

Calcul de la charge des organiques en Unités Chimiotox par jour

$$(Y \text{ kg de DCO-éq./d}) \times F\text{-tox} = Z \text{ U.C./d}$$

avec F-tox: facteur-multiplicateur de toxicité.

On peut alors faire la sommation des "charges" en U.C./d pour toutes les substances toxiques organiques identifiées et dosées pour chaque industrie.

La sommation pour les industries de chaque secteur donnera, par comparaison à un résultat d'une année de référence, l'indicateur de réduction de rejets toxiques (niveau intermédiaire) pour le secteur identifié.

La sommation pour tous les secteurs donnera, par comparaison à une année de référence, l'indicateur de réduction de rejets toxiques (niveau global) pour les organiques.

Bibliographie

- . Critical Materials Register, 1989, Michigan Department of Natural Resources.
- . Choix des sources et des substances, document de travail, Louise Champoux, 4/12/89, Centre Saint-Laurent.
- . Design of Monitoring Studies for Priority Pollutants, Peter M. Chapman, G. Patrick Romberg, Gary A. Vigers. Journal WPCF, Volume 54, Number 3, p. 292-297, 1982.
- . Identify Toxicants: NETAC's toxicity-based approach, Environ. Sa: Technol., Vol 23, no. 12, 1989.
- . Biomonitoring to achieve control for toxic effluents, EPA/625/8-87/013, Sept. 1987.
- . Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations, Phase 1, Toxicity Characterization Procedures. EPA/600/3-88/034, Sept. 1988.
- . Handbook of Toxic and Hazardous Chemical and Carcinogens, (2nd edition), Marshall Sittig, Noyes Publications, 1985.
- . Handbook of Environmental Fate and Exposure Data for Organic Chemicals, Philip H. Howard, Lewis Publishers, vol. I and II.
- . Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1989, 17th Edition.

Cette page consiste en un séparateur de couleur

BAREME D'EFFETS ECOTOXIQUES POTENTIELS: UNE MESURE SYNTHETIQUE DU DANGER ASSOCIE AUX EFFLUENTS INDUSTRIELS.

G. Costan, N. Bermingham, et R. van Coillie

Centre Saint-Laurent

Longueuil, Québec

Un des objectifs majeurs du Plan d'Action Saint-Laurent vise à réduire de 90%, d'ici 1993, l'ensemble des rejets liquides toxiques déversés dans le fleuve par les 50 établissements industriels reconnus comme les plus polluants. Pour atteindre cet objectif, chaque effluent sera évalué quant à sa composition chimique et à ses effets écotoxiques sur les organismes vivants.

A la section Ecotoxicologie des laboratoires du Centre Saint-Laurent (Environnement Canada), on s'intéresse particulièrement aux effets produits par les effluents industriels sur les organismes aquatiques. Ces effets sont évalués à l'aide d'un ensemble de bioessais utilisant divers organismes représentatifs de plusieurs niveaux trophiques et niveaux de toxicité (létal aigu, sublétal aigu, sublétal chronique, etc.). Parmi ceux-ci, cinq ont été retenus (Tableau 1) pour développer un outil de gestion à caractère scientifique qui permettrait de discriminer, sur une même base comparative, les effluents potentiellement dangereux pour le milieu récepteur de ceux dont l'impact serait moins prononcé. Cet outil devrait posséder les caractéristiques suivantes:

- simple d'utilisation et d'interprétation,
- puissance élevée de discrimination,

- bases conceptuelles théoriques reconnues dans le domaine de l'écotoxicologie (e.g. seuil minimal toxique, intensité de la réponse, persistance des effets),
- structure mathématique flexible pour permettre l'ajout ou le retrait éventuel de certains bioessais.

Cet outil devrait aussi pouvoir être utilisé pour assurer le contrôle et le suivi de ces rejets, c'est-à-dire pour déterminer un pourcentage de réduction ou d'augmentation des effets toxiques. Une échelle aux limites fixes (borne inférieure = 0, borne supérieure = 10) est proposée. Une valeur unique d'effets écotoxiques potentiels pour chaque effluent peut être lue. Le développement de cette échelle comprend trois étapes successives:

la première considère la "puissance" toxique des substances contenues dans l'effluent, définie par le seuil minimal d'effets et la pente de la dose-réponse (voir ci-dessous).

La deuxième étape intègre les résultats de chaque bioessai, le débit de l'effluent, ainsi que la persistance des effets observés. Un échantillon de l'effluent est soumis à une étape de biodégradation durant 5 jours et quelques bioessais sont réalisés après ce traitement (Tableau 1), permettant ainsi d'évaluer la persistance des effets toxiques (les tests de mortalité et d'inhibition de la reproduction de Ceriodaphnia dubia ne sont pas repris après biodégradation en raison du coût particulièrement élevé de ces bioessais).

Finalement, la troisième étape ramène la valeur finale d'effets écotoxiques sur une échelle arithmétique pour comparer les effluents entre eux, ou évaluer le pourcentage de réduction des effets d'un effluent donné.

Première étape: puissance toxique

Deux paramètres doivent être considérées dans la mesure de la toxicité pour les organismes: a) le seuil minimal d'effet, 100 divisé par la plus petite concentration d'effluent en % v/v qui produit un effet significativement différent de celui du témoin, b) la pente de la dose-réponse traduisant l'intensité des effets observés en fonction des concentrations testées d'effluent. La somme des deux paramètres détermine la puissance toxique de l'ensemble des substances contenues dans l'échantillon.

Cette opération accorde un poids plus important au seuil qu'à la pente, selon le principe qu'une substance qui produit un effet à faible concentration est plus nocive qu'une autre dont les effets se manifestent à forte concentration, même si l'intensité de la réponse de cette dernière est plus élevée. Néanmoins, la pente peut parfois jouer un rôle important. La Figure 1 illustre le concept de puissance toxique, dans une situation théorique où la différence de toxicité entre les deux effluents est fonction de la pente, lorsque l'intercept de la droite exprimant la dose-réponse est à 0 pour chaque effluent. Dans cet exemple, l'effluent A est 2 fois plus toxique que l'effluent B.

Le seuil est déterminé par l'intersection de la droite de la dose-réponse avec la droite du témoin plus sa variabilité (écart-type supérieur). Le seuil dépend donc de la variabilité du témoin. En pratique, celle-ci ne peut être supérieure à 10% pour que le bioessai soit accepté (par exemple, 1 individu mort sur 10 utilisés). Les résultats du seuil et de la pente sont exprimés sous forme d'unités d'effets par unité de volume.

Deuxième étape: intégration

La formule suivante intègre les résultats des cinq bioessais, la persistance des effets, et le débit de l'effluent:

$$b = \frac{C + \sum_{i=1}^n (A_v + A_p)}{1 - (A/1+C)} \times D \quad (1)$$

où b = barème en unités d'effets par unité de temps,

C = test sur la reproduction de Ceriodaphnia dubia,

A = test sur la mortalité de Ceriodaphnia dubia,

$\sum_{i=1}^n$ = somme des valeurs obtenues avant et après biodégradation des n tests.

A_v = tests sur l'échantillon original d'effluent ($n = 3$),

A_p = tests sur l'échantillon soumis à une biodégradation de 5 jours ($n = 3$),

D = débit de l'effluent (m^3 /seconde),

Validation mathématique et conceptuelle de la formule

L'analyse séparée de chaque partie de la formule permet d'évaluer le comportement de celle-ci dans diverses situations possibles. La formule peut être scindée en quatre composantes:

(1) C ;

(2) $1 - (A/1+C)$;

(3) $\sum_{i=1}^n (A_v + A_p)$;

(4) D

Première et deuxième composantes

influence des tests de mortalité et de sublétaleté chronique:

situations hypothétiques

Si $C = 0$, la valeur finale de la formule dépendra donc des composantes 3 et 4.

Si $A = 0$, la valeur finale de la formule dépendra donc des composantes 1, 3, et 4.

Si $C > 0$ et $A > 0$,

Exemples:

(1) $C = 5, A = 1$

alors $5/1-(1/1+5) = 5/0.8 = 6.25$, valeur plus élevée que si $A = 0$, puisqu'un effluent qui produit des effets létaux et sub-létaux-chroniques doit être considéré potentiellement plus nocif qu'un autre produisant seulement des effets sublétaux-chroniques.

(2) $C = 50, A = 10$

alors $50/1-(10/1+50) = 50/0.8 = 62.5$ (notez que le rapport létal sur chronique est le même que précédemment, 0.8, mais que la valeur finale est 10 fois plus forte puisque la valeur de C est 10 fois plus élevée).

(3) $C = 5, A = 2$

alors $5/1-(2/1+5) = 5/0.67 = 7.5$ (cette valeur est plus forte que si $A = 1$, exemple 1).

(4) $C = 50, A = 2$

alors $50/1-(2/1+50) = 50/0.96 = 52.1$ (cette valeur est moins forte que celle de l'exemple 2 puisque la valeur de A , c'est-à-dire la mortalité est moins élevée).

D'un point de vue écotoxique, la valeur de A sera toujours inférieure à la valeur de C , puisque le test de reproduction est

réalisé à des concentrations d'effluent qui ne produisent pas de mortalité. D'un point de vue mathématique, la valeur 0 ne pourra jamais être obtenue au dénominateur de cette formule; ce qui autrement constituerait une erreur mathématique ($X/0 = \text{Erreur}$).

Troisième composante

influence de l'étape de biodégradation: situations hypothétiques

($A_v + A_p$)

(1) $A_v > A_p$ (Ex: $8 + 2 = 10$)

(2) $A_v < A_p$ (Ex: $2 + 8 = 10$)

(3) $A_v = A_p$ (Ex: $2 + 2 = 4$)

(3') $A_v = A_p$ (Ex: $8 + 8 = 16$)

La situation (3) doit être considérée moins dangereuse que les situation (1) et (2) même si l'étape de biodégradation ne change pas le résultat initial. Bien entendu la situation la plus dangereuse est (3'). La somme de $A_v + A_p$ accorde donc un poids égal à chaque composante pour tenir compte de la cinétique de dégradation qui peut varier d'une substance (ou ensemble de substances) à l'autre. La Figure 2 traduit le concept qui sous-tend cette approche. Même si les effluents A et B ne produisent aucun effet détectable après l'étape de biodégradation, l'effluent A doit être considéré plus problématique que l'effluent B, notamment parce que les effets potentiels sur le milieu récepteur seront plus importants durant les cinq premiers jours. Cette approche implique nécessairement un effet nul ($= 0$) si et seulement si A_v et $A_p = 0$ chacun.

Quatrième composante

influence du débit: situations hypothétiques

Le débit doit être considéré dans la mesure du potentiel toxique, puisque celle-ci dépend en partie de la concentration, inversement proportionnelle au débit, des substances contenues dans l'effluent. Quelques exemples illustrent les résultats du produit des effets et du débit, parmi les combinaisons possibles:

Combinaisons

Effets				Débits (m ³ /sec.)			
(1) Effluent A > Effluent B				(4) Effluent A > Effluent B			
(2)	"	A <	" B	(5)	"	A <	" B
(3)	"	A =	" B	(6)	"	A =	" B

Exemples: situation (1) avec (4)

Effluent	Effets		Débit	
A	200	X	2	= 400
B	100	X	1	= 100

L'effluent A est 4 fois plus pénalisé que l'effluent B puisque le débit et les effets sont chacun 2 fois plus importants. Notez que cette situation reflète la nature plus toxique des substances de l'effluent A, car malgré la dilution les effets sont supérieurs à ceux de l'effluent B.

situation (1) avec (5)

Effluent	Effets		Débit	
A	200	X	1	= 200
B	100	X	2	= 200

La pénalité est identique pour les deux effluents car les effets sont inversement proportionnels au débit. Cette situation suggère une nature toxique similaire pour les deux effluents.

situation (2) avec (6)

$$A \quad 100 \quad \times \quad 2 \quad = \quad 200$$

$$B \quad 200 \quad \times \quad 2 \quad = \quad 400$$

La pénalité sur l'effluent B est 2 fois plus forte en raison des effets 2 fois plus élevés.

Troisième étape: échelle

En divisant par 50 (voir ci-dessous) la valeur obtenue de l'équation (1) on peut calculer la différence en pourcentage entre deux effluents ou déterminer au besoin le pourcentage de réduction d'effets d'un même effluent. En pratique, la valeur obtenue sur l'échelle ne devrait pas dépasser 10 compte tenu de la sensibilité des tests utilisés. En théorie, l'échelle varie de 0 à l'infini.

La valeur 50 a été établie d'après la valeur maximale, b_{max} , que pourrait prendre l'équation (1). Il s'agit d'une valeur empirique basée sur la sensibilité moyenne des tests utilisés et le débit moyen d'un effluent. On estime que la somme des effets observés dépassera rarement les 500 unités pour un débit de 1 m³/seconde ($b_{max} = 500$). A noter que l'augmentation du débit devrait entraîner une réduction des effets due à la dilution. A la limite, la dilution pourrait être assez forte pour masquer la toxicité, d'où l'importance de considérer le débit et d'utiliser des tests biologiques sensibles dans le dépistage des effets

écotoxiques. L'équation finale est donc:

$$B = \frac{b}{b_{\max}} \times 10 = \frac{b}{50} \quad (2)$$

Le Tableau 2 présente deux exemples de calcul reflétant des situations extrêmes.

Pouvoir de discrimination

La formule ci-dessus est pratique pour comparer les effluents entre eux. En contrepartie, le pouvoir de discrimination est uniforme quelle que soit la valeur obtenue sur l'échelle. Or, compte tenu de la sensibilité des tests biologiques, peut-être est-il souhaitable d'augmenter le pouvoir de discrimination pour les effluents ayant un faible potentiel toxique, alors que la discrimination entre effluents ayant un potentiel toxique élevé est moins intéressante puisqu'à toute fin pratique ces derniers seront reconnus comme étant problématiques.

Il s'agit donc, dans un premier temps de développer une nouvelle formule dérivée de l'équation (1) et basée sur le même principe, et dans un second temps, d'évaluer le comportement de cette nouvelle échelle en réponse aux situations possibles. La formule suivante est proposée:

$$B = \frac{b}{50 + b} \times 10 \quad (3)$$

où b = valeur obtenue d'après l'équation (1),

50 = valeur empirique telle que définie précédemment.

La Figure 3 illustre les résultats obtenus pour diverses situations. On peut y voir que la progression est très rapide entre 0 et 5 sur cette échelle, par rapport à la précédente, pour un potentiel toxique variant entre 0 et 50 unités toxiques. Cette échelle permet donc d'accentuer les différences entre effluents dont la toxicité est faible. Par contre, la comparaison entre effluents n'est plus possible sur une base linéaire (équation du premier degré). En effet, le rapport entre deux valeurs sur l'échelle (par exemple, $4/8 = 0.5$), ne correspond plus au rapport en unités d'effets équivalentes ($35/185 = 0.19$).

La relation curvilinéaire indique un ajustement probable à un modèle du type quadratique (équation polynômiale du deuxième degré). L'échelle possède une puissance maximale de discrimination dans la plage située entre 4 et 6 approximativement (Figure 4). C'est donc dire qu'elle peut discriminer jusqu'à 3 fois plus que la première échelle dans cette gamme de valeurs. Plus les tests seront sensibles, plus l'étendue de la puissance maximale de discrimination sera accrue.

Tableau 1: Caractéristiques des bioessais utilisés pour la construction du barème d'effets écotoxiques potentiels.

BIOESSAIS	NIVEAUX TROPHIQUES	NIVEAUX DE TOXICITE	VARIABLES MESURES
Microtox*	Bactérie	Subléta1 aigu	Inhibition de l'émission lumineuse
<u>Selenastrum</u> *	Algue verte	Subléta1 subaigu	Inhibition de la croissance de la population algale
SOS Chromotest*	Bactérie	Subléta1 chronique	Induction du gène SOS pour réparer l'ADN
<u>Ceriodaphnia</u>	Crustacé	Subléta1 chronique	Mortalité et inhibition de la reproduction

* = tests réalisés avant et après l'étape de biodégradation.

Tableau 2: Exemples de calcul selon l'équation (1). Voir texte. Le seuil de l'exemple (1) est ajouté à la pente de l'exemple (1).

Composantes	Seuil		Pente		Somme	
	(Ex:1)	(Ex:2)	(Ex:1)	(Ex:2)	$(\sum 1)$	$(\sum 2)$
<u>Ceriodaphnia</u>						
- Mortalité	20	0	0.3	0	20.3	0
- Reproduction	100	20	0.5	0.3	100.5	20.3
<u>Microtox</u>						
- Av	5	1	0.3	0.2	5.3	1.2
- Ap	2	0	0.2	0	2.2	0
<u>Algues</u>						
- Av	20	4	0.4	0.3	20.4	4.3
- Ap	10	1	0.3	0.2	10.3	1.2
<u>SOS Chromotest</u>						
- (-S9) Av	50	10	0.3	0.2	50.3	10.2
- (-S9) Ap	50	2	0.3	0.2	50.3	2.2
- (+S9) Av	60	10	0.4	0.2	60.4	10.2
- (+S9) Ap	60	2	0.4	0.2	60.4	2.2

Débit (1) = 1.0 m³/seconde

Débit (2) = 1.5 m³/seconde

Calcul de l'exemple (1): $100.5 + 259.6 = 360.1$; $1 - (20.3/1+100.5) = 0.8$;
 $360.1/0.8 = 450.1$; $D = 1.0 [450.1 \times 1]/50 = 9.0$

Calcul de l'exemple (2): $20.3 + 31.5 = 51.8$; pas de calcul au dénominateur
 puisque la mortalité = 0; $D = 1.5$; $[51.8 \times 1.5]/$
 $50 = 1.6$

D'après l'équation (1), le premier exemple donne 9.0 sur l'échelle, et le deuxième exemple donne 1.6.

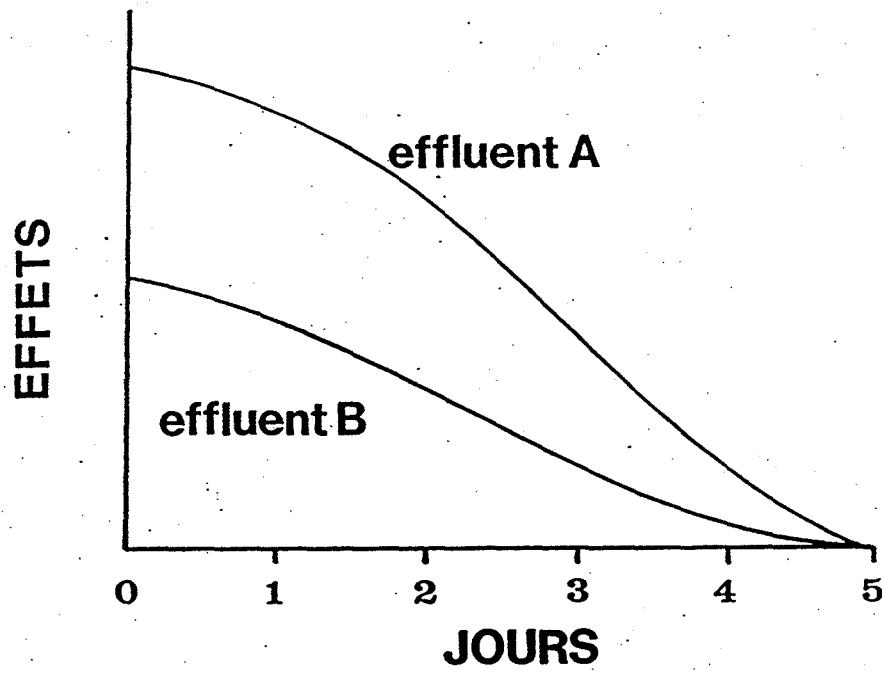


FIGURE 1. Variations possibles de la cinétique de dégradation des substances contenues dans les effluents.

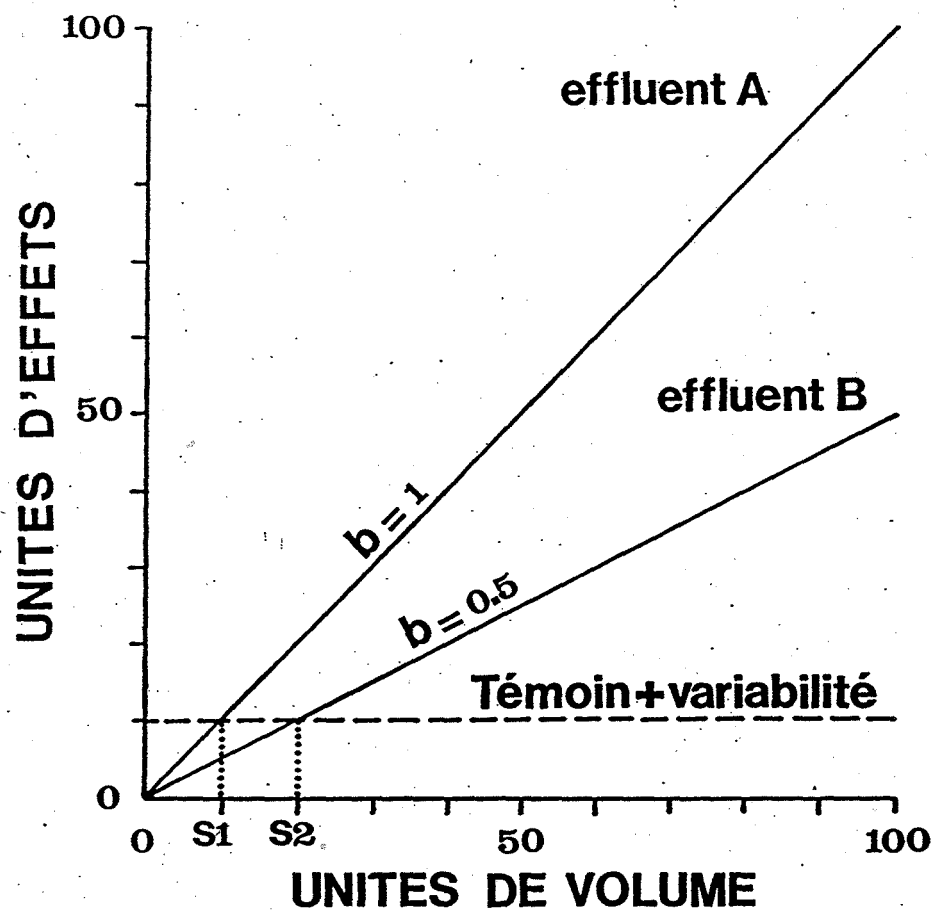


FIGURE 2. Illustration du concept de puissance toxique en fonction du seuil minimal et de la pente de la dose-réponse. $S1$ et $S2$ seuil minimal des effluents A et B respectivement.

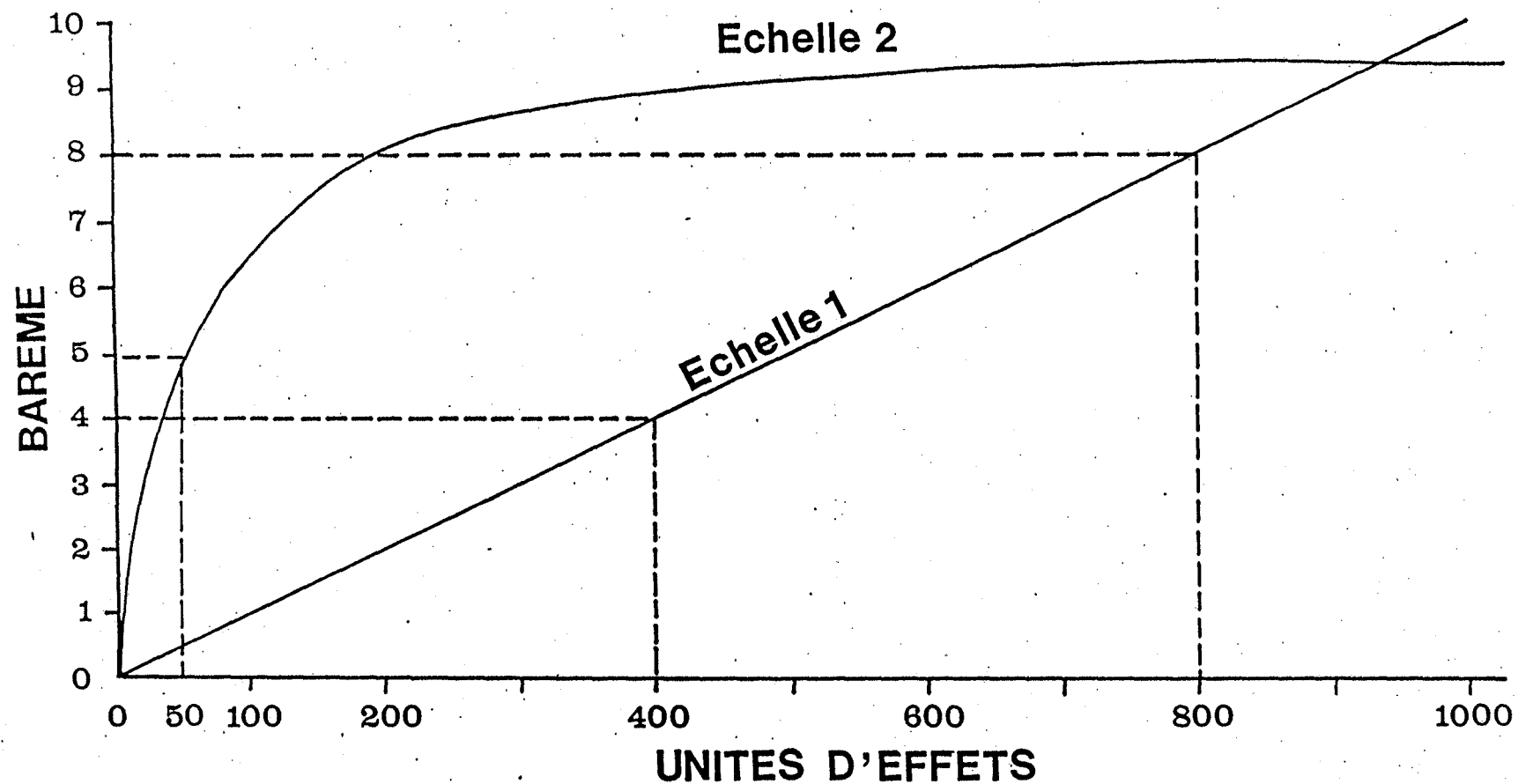


FIGURE 3. Comportement des échelles 1 et 2 en fonction des effets. Notez la différence de progression dans la première moitié des échelles.

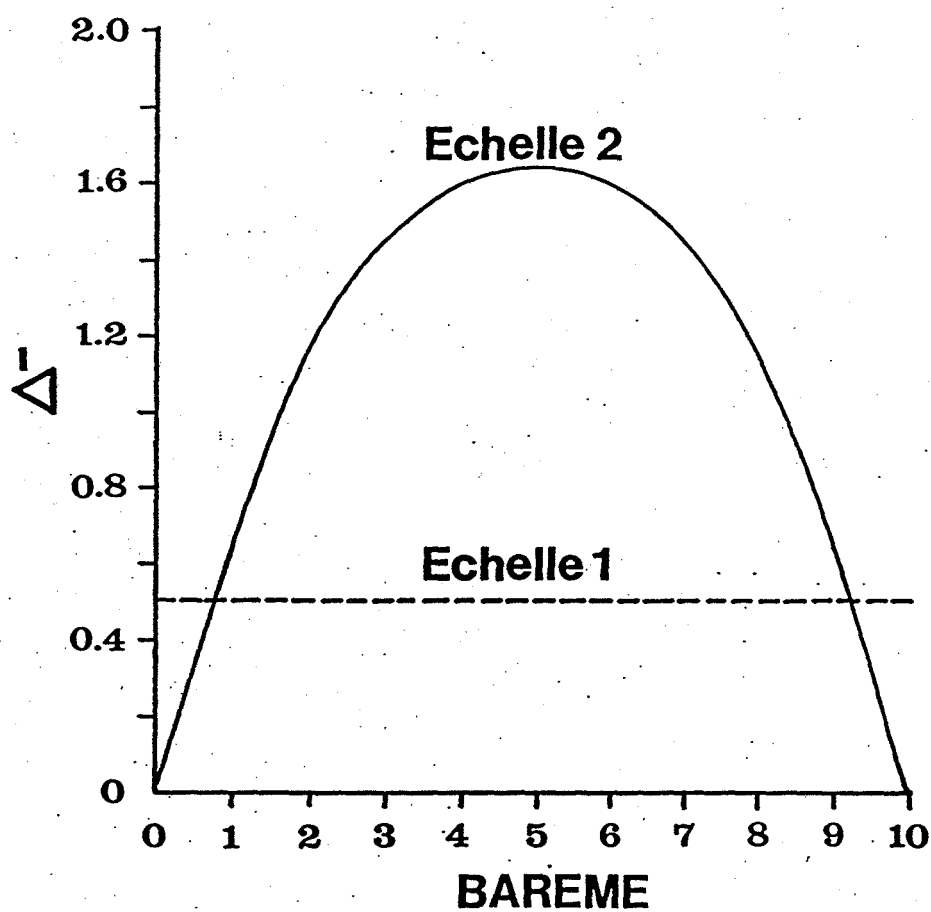


FIGURE 4. Puissance de discrimination de chaque échelle, calculée par la différence entre 2 valeurs () produites par le barème.

Cette page consiste en un séparateur de couleur

SONDAGE pour les 3 indices d'évaluation

CRITERES	COTES* "CHIMIOTOX"	COTES* "BEEP"	COTES* "QSAR"
1) Possibilité de DISCRIMINER les principales CAUSES de TOXICITE d'un effluent	_____	_____	_____
2) Possibilité de DECELER des aspects toxiques importants d'un effluent tels que SYNERGISMES, ANTAGONISMES, TOXICITE A LONG TERME, etc.	_____	_____	_____
3) Possibilité de "PRIORISER" les préoccupations et contrôles pour les effluents en fonction de leur ordre de toxicité	_____	_____	_____
4) Possibilité d'APPLIQUER les indices AU CONTROLE des effluents en AVRIL 1991	_____	_____	_____
5) Autre possibilité			

* 5 (= SUPERIEURE) à 1 (= INSUFFISANTE)