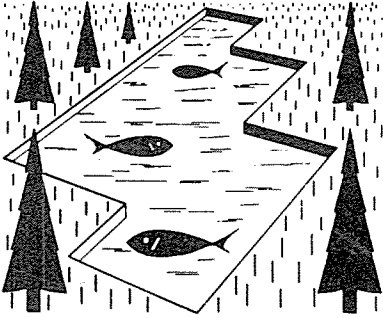


FISHERIES BRANCH LIBRARY
FIDI NF 220 52174



**CRITÈRES DE QUALITÉ DES EAUX
POUR LES POISSONS D'EAU DOUCE EUROPÉENS**

Rapport sur les phénols monohydratés et les pêches intérieures



COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES DANS LES EAUX INTÉRIEURES
ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE
ROME, 1973

COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES DANS LES EAUX INTÉRIEURES

Les documents de la CECPI sont publiés dans quatre séries:

Rapport de la CECPI

Rapport de chaque session, publié en français et en anglais.

Document technique de la CECPI

Des documents scientifiques et techniques sélectionnés comprenant certains documents de travail présentés aux sessions de la Commission ou de ses sous-commissions. Publiés en français et en anglais.

Document occasionnel de la CECPI

Documents d'intérêt général pour la Commission, publiés dans la langue d'origine, soit en français, soit en anglais.

Nouvelles de la CECPI

Notes et commentaires sur les activités de la CECPI et de ses Etats Membres, de la FAO et d'autres organisations: une tribune pour l'échange d'informations, d'idées et d'expériences. Des exemplaires de ces documents peuvent être obtenus en s'adressant au:

Secrétaire
Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures
Département des pêches
FAO
Via delle Terme di Caracalla
00100 Rome, Italie

CRITERES DE QUALITE DES EAUX POUR LES POISSONS D'EAU DOUCE EUROPEENS

Rapport sur les phénols monohydratés et les pêches intérieures

par le

Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux
pour les poissons d'eau douce européens de la
Commission européenne consultative pour les
pêches dans les eaux intérieures

PREPARATION DE CE DOCUMENT

L'historique de la préparation du présent document est exposé dans l'Avant-propos du rapport même. Ce document a été préparé par le Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (CECPI).

Le présent rapport fait partie d'une série de documents du Groupe de travail dont les cinq premiers ont été publiés sous les titres ci-après: Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap., (1):27 p., 1964; Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap., (4):19 p., 1968; Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave, EIFAC Tech.Pap., (6):32 p., 1968; Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson, EIFAC Tech.Pap., (8):8 p., 1969; Rapport sur l'amonniac et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap., (11)(Fr):13 p., 1971.

Distribution:

Département des pêches de la FAO
Fonctionnaires régionaux des
pêches de la FAO
Liste de distribution de la
CECPI

Référence bibliographique:

CECPI. Groupe de travail sur
les critères de qualité des
eaux pour les poissons d'eau
douce européens (1973)
Doc.Tech.CECPI, (15):20 p.
Critères de qualité des eaux pour les
poissons d'eau douce européens.
Rapport sur les phénols monohydratés
et les pêches intérieures
(Water quality criteria for European
freshwater fish. Report on monohydric
phenols and inland fisheries)

Pollution - chemical. Toxicants. Fresh-
water environment. Acclimation. Organic
materials - dissolved. Salmonidae,
Cyprinidae. Europe.

TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
AVANT-PROPOS	iv
RESUME	viii
1. INTRODUCTION	1
2. ACTION LETALE DIRECTE SUR LE POISSON	1
2.1 Symptômes d'empoisonnement et mode d'action	1
2.2 Facteurs agissant sur les concentrations létales	3
2.2.1 Température	3
2.2.2 Oxygène dissous	3
2.2.3 Valeur du pH	3
2.2.4 Dureté de l'eau	4
2.2.5 Salinité	4
2.2.6 Age du poisson	4
2.2.7 Taille du poisson	5
2.2.8 Acclimatation au phénol	5
2.3 Sommaire des données toxicologiques	5
2.3.1 Phénol	5
(i) Poissons communs	5
(ii) Salmonidés	6
2.3.2 Crésols	6
2.3.3 Xylénols	6
2.3.4 Autres constituants des déchets phénoliques	7
2.3.5 Mélanges de phénols et d'autres substances	7
2.3.6 Observation de destructions de poissons dans la nature	8
3. ACTION SUBLETALE SUR LE POISSON	9
3.1 Croissance	9
3.2 Résistance aux maladies	9
3.3 Réactions d'évitement	9
3.4 Absorption et excrétion du phénol	10
3.5 Saveur et odeur	10
4. SOMMAIRE DES DONNEES RELATIVES AUX INVERTEBRES ET AUX ALGUES	11
4.1 Phénols	11
4.2 Crésols	11
4.3 Xylénols	12
5. CONCLUSIONS	12
6. CRITERES PROVISOIRES DE LA QUALITE DES EAUX	13
7. REFERENCES	14

AVANT-PROPOS

Voici le sixième document technique sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens préparé pour la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (CECPI), organisation internationale comprenant 23 pays membres. La Commission s'efforce d'établir des critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens depuis sa deuxième session, réunie à Paris en 1962, date à laquelle elle a pris acte d'une recommandation de la Conférence des Nations Unies sur les problèmes de la pollution des eaux en Europe (1961) tendant à ce que la CECPI prenne l'initiative d'élaborer des critères de qualité des eaux en ce qui concerne les pêches^{1/}.

Comme on l'a mentionné dans les cinq premiers rapports sur les critères de la qualité des eaux^{2/}, la Commission "a approuvé que l'exploitation rationnelle d'un système fluvial exige qu'il soit fourni de l'eau d'une qualité appropriée pour chaque utilisation qui en est faite ou que l'on entend en faire, et que cette qualité soit atteinte ou maintenue normalement par le contrôle de la pollution. Il était donc nécessaire de connaître les normes requises pour chaque utilisation particulière, afin de déterminer le degré nécessaire de lutte contre la pollution et de prévoir l'effet probable de déversements plus importants ou nouveaux effluents. On a fait remarquer que les normes de qualité pour l'eau de boisson ont été bien définies par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et que pour certaines utilisations agricoles et industrielles de normes ont aussi été définies. Cependant, les critères de qualité de l'eau pour les poissons n'ont pas reçu l'attention qu'ils méritent. Beaucoup trop souvent, on a considéré que l'eau convient bien aux poissons tant qu'il n'y a pas de mortalité évidente pouvant être attribuée à des polluants connus. La dégradation de l'habitat aquatique par pollution et la diminution de la production annuelle et de la production subséquente de la pêche sont souvent passées inaperçues.

S'appuyant sur ces arguments, il a été décidé que la Commission entreprenne l'établissement de critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Ce travail consistait en un examen critique de la documentation et, très probablement, en expériences pour éclaircir les contradictions et combler les lacunes des connaissances, suivi par les recommandations visant à fixer les exigences désirables pour les organismes aquatiques ou groupes d'organismes variés en ce qui concerne les différentes qualités de l'eau. Les critères définitifs devraient être publiés et faire l'objet d'une large diffusion."

Pour accomplir cette tâche, la Commission a créé, à sa deuxième session, un Groupe de travail constitué d'experts choisis pour leur connaissance des exigences physiques, chimiques et biologiques des poissons d'eau douce européens à l'égard des questions qu'il convient d'étudier.

-
- 1/ Voir respectivement: Rapport de la CECPI, deuxième session, 1962, p. 21-2
Nations Unies (1961) Conférence sur les problèmes de la pollution
des eaux en Europe, Genève, 22 février-3 mars 1961
Documents soumis à la Conférence, Vols. I-III, Nations Unies,
Genève, 600 p.
- 2/ Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap.,
(1):27 p., 1964
Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap.,
(4):19 p., 1968
Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur
la documentation slave, EIFAC Tech.Pap., (6):32 p., 1968
Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson,
EIFAC Tech.Pap., (8):8 p., 1969
Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures, EIFAC Tech.Pap., (11):13 p., 1971

Ce Groupe de travail a préparé son premier rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures (voir note 2/), qui a été soumis à la Commission à sa troisième session (Scharfling am Mondsee, 1964), où il a été approuvé à l'unanimité^{3/}.

La troisième session a alors suggéré que le Groupe de travail envisage les études suivantes:

- température de l'eau (y compris examen des effets de déversements d'eau chaude);
- oxygène et gaz carbonique dissous; pH; substances toxiques, y compris les métaux lourds, phénols, pesticides et herbicides.

La question des températures élevées a regu la priorité absolue, et le Groupe de travail a préparé un premier texte à ce sujet pendant l'intersession suivante. (A la troisième session, les travaux de la Commission ont été réaffectés entre trois sous-commissions, dont l'une, la Sous-Commission III - Le poisson et l'eau polluée - a regroupé toutes les activités de la CECPI dans le domaine de la pollution des eaux. Le Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens fonctionne depuis lors sous l'égide de cette sous-commission.)

A sa quatrième session, réunie à Belgrade en 1966, la Commission, après avoir étudié la première rédaction des références bibliographiques relatives aux effets de la température de l'eau sur la vie aquatique a conclu qu'une telle étude nécessitait de plus grands efforts que ceux que la Commission pouvait accomplir à l'époque avec les ressources dont elle disposait. Elle a cependant suggéré que l'on prépare, en vue de la prochaine session de la CECPI, un rapport sur la qualité des eaux indiquant les valeurs extrêmes du pH et qu'un expert-conseil recruté à plein temps rédige un rapport sur l'oxygène dissous lorsqu'on disposera de fonds suffisants à cet effet^{4/}.

Le rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures (voir note 2/) a été publié en 1968, suffisamment tôt pour être soumis à la cinquième session de la CECPI, réunie à Rome en 1968, qui l'a approuvé à l'unanimité^{5/}.

A sa cinquième session, la Commission a de nouveau passé en revue l'ordre des priorités en vue d'études futures et décidé d'entreprendre l'examen critique des effets de l'ammoniac et des phénols sur les poissons d'eau douce.

Elle a en outre recommandé, en ce qui concerne ses travaux futurs dans le domaine du contrôle de la qualité des eaux, y compris l'élaboration de critères de qualité des eaux, que l'on s'inspire du Symposium FAO/CECPI sur la nature et l'étendue des problèmes de pollution des eaux affectant les pêches continentales en Europe, qui s'est réuni à Jablonna (Pologne), du 15 au 16 mai 1970, immédiatement avant la sixième session de la CECPI.

La cinquième session a également approuvé en première rédaction un rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave. Ce rapport, publié en novembre 1968, est le troisième de la série de documents de la CECPI sur les critères de qualité des eaux, et il a été suivi en 1969 du quatrième titre de cette série, constitué par des références bibliographiques sur les effets de la températures de l'eau sur le poisson (voir note 2/ pour les deux documents).

^{3/} Rapport de la CECPI, troisième session 1964, p. 27

^{4/} Rapport de la CECPI, quatrième session, 1966, p. 28

^{5/} Rapport de la CECPI, cinquième session, 1968, pp. 34-5

A la suite du Symposium de Jablonna, la sixième session de la CECPI, réunie à Cracovie en 1970, a de nouveau passé en revue le programme de la Commission concernant les critères de qualité des eaux^{6/}. Notant qu'un rapport sur l'ammoniac était presque terminé, elle a approuvé la poursuite de l'étude relative aux phénols, ainsi que les travaux entrepris par le Groupe de travail sur le cuivre, le zinc et le mercure, et recommandé que l'on ajoute les cyanures, les détergents, le chlore et les hydrocarbures à la liste des éléments qui doivent être examinés à l'avenir. Elle a en outre recommandé que l'on reprenne ultérieurement les travaux portant sur la température de l'eau et que l'on mette au point une étude reposant sur un rapport critique de portée mondiale sur l'oxygène dissous préparé pour la FAO^{7/}.

Depuis la sixième session de la CECPI, le Groupe de travail a publié son rapport sur l'ammoniac (voir note 2/), cinquième publication de la série de documents de la Commission sur la qualité de l'eau; ce rapport doit être soumis à la septième session de la CECPI en 1972. Le Groupe de travail a également poursuivi d'actives recherches sur la documentation touchant le chlore, le cuivre, le zinc et le mercure, et prépare une étude sur l'oxygène concernant les poissons d'eau douce européens.

Le sixième document, qui fait suite à cet avant-propos, porte sur les critères de qualité des eaux pour les phénols monohydratés. En vue de préparer ce rapport, le Groupe de travail CECPI sur les critères de qualité des eaux a désigné les experts dont les noms suivent:

M. J.S. Alabaster	(Royaume-Uni), <u>Directeur des débats</u>
M. D. Calamari	(Italie)
M. M. Grande	(Norvège)
M. T.B. Hasselrot	(Suède)
M. R. Lloyd	(Royaume-Uni)
M. V. Mitrović	(Yougoslavie)

Secrétariat de la FAO

M. William A. Dill - Secrétaire de la CECPI
M. A. Thorslund - Fonctionnaire des pêches (Pollution des eaux intérieures)

La préparation du présent rapport sur les phénols monohydratés et les pêches intérieures a essentiellement incombé à M. V. Mitrović, dont le texte de base a été soumis aux autres membres du Groupe de travail.

Le Groupe de travail s'est fondé pour accomplir sa tâche sur la base générale dont il était convenu pour la préparation de son premier rapport et selon laquelle:

"Les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce doivent permettre le déroulement complet de tous les cycles de vie. En plus, ils ne doivent pas provoquer dans l'eau des cours d'eau des conditions telles que la chair des poissons prenne une odeur et un goût étranger ou que ces poissons soient amenés à désertir une partie du cours d'eau qu'ils fréquenteraient autrement, ou donner lieu à l'accumulation de substances nocives chez les poissons à un degré tel qu'il y aurait danger à les consommer. Les facteurs indirects, tels que ceux qui affectent les organismes servant de nourriture aux poissons, doivent être considérés si ces organismes jouent un rôle important."

Le présent rapport sera soumis à la septième session de la CECPI qui devrait se réunir à Amsterdam en 1972.

^{6/} Rapport de la CECPI, sixième session, 1970, p. 31

^{7/} Doudoroff, Peter et Dean L. Shumway (1970) Dissolved Oxygen Requirements of Freshwater Fishes. FAO Fish.Tech.Pap., (86):291 p.

RESUME

Les déchets phénoliques peuvent contenir des phénols monohydratés, y compris le phénol, les trois isomères du crésol et les six isomères du xylénol, ainsi que d'autres substances. Ils peuvent avoir des effets nuisibles sur les pêches en eau douce par suite de leur toxicité directe pour le poisson et les organismes, dont il se nourrit, de leur grand besoin d'oxygène qui provoque la désoxygénation des eaux où ils sont déversés et de la production de saveurs indésirables dans la chair comestible du poisson.

D'après les tests de laboratoire, la toxicité du phénol augmente lorsque la concentration d'oxygène dissous diminue, lorsque la salinité s'accroît et lorsque la température baisse. Les salmonidés et les alevins d'éclosion récente sont respectivement plus vulnérables que les poissons communs et les adultes. Les crésols, xylénols et phénols ont une toxicité analogue, et celle des mélanges de phénols est apparemment cumulative, bien que les déchets phénoliques puissent être plus toxiques que ne le laissent prévoir les analyses chimiques, car celles-ci ne présentent pas toujours la même sensibilité à tous les phénols et négligent parfois l'action d'autres poisons.

Etant donné les difficultés provoquées par l'insuffisance des analyses chimiques, on ne dispose que d'un petit nombre d'observations sur le terrain pour confirmer les conclusions formulées en laboratoire. Pour cette raison, et aussi par suite du manque de données concernant l'incidence de la température sur la toxicité, on n'a pu établir que des critères provisoires qu'il sera peut-être nécessaire de modifier en fonction de l'expérience.

Ces critères sont exprimés sous forme de concentrations maximales que l'on ne devrait pas excéder, mais il convient de remarquer que du fait des fluctuations naturelles de la qualité des eaux des rivières pendant une certaine période, le taux de concentration moyen devra être inférieur, son niveau dépendant des conditions locales.

Salmonidés. Pour assurer la survie à long terme des salmonidés en présence de déchets phénoliques, la concentration de phénol, de crésols ou de xylénols, seuls ou combinés, ne devrait pas excéder 1,0 mg/litre. Lorsque le principal constituant est le xylénol-2,5, la concentration ne devrait pas dépasser 0,5 mg/litre. Quand la température est inférieure à 5°C, il faudra peut-être que les concentrations soient réduites de moitié pour assurer la survie des poissons.

Poissons communs. Puisque selon certaines données de laboratoire, les poissons communs sont plus résistants que les salmonidés, la concentration de phénol, de crésol ou de xylénol, seuls ou combinés, ne devrait pas excéder 2,0 mg/l, à condition que l'oxydation de ces substances ne provoque pas une réduction nuisible de la concentration d'oxygène dissous de l'eau. Faut de données concernant l'incidence de la température sur la toxicité des phénols pour les poissons communs, il est proposé que la réduction de la concentration de 50 pour cent adoptée pour les salmonidés aux températures inférieures à 5°C soit également applicable à ces espèces.

Lorsque d'autres poisons sont présents en plus des phénols, il convient de tenir compte de leur rôle toxicologique, notamment dans le cas du chlore libre.

Pêcheries commerciales. Les travaux de laboratoire n'ont fourni aucun élément indiquant que des concentrations de phénol et de crésols sans danger pour le poisson en altèrent le goût, mais la proportion de xylénols ne devrait pas excéder 0,5 mg/litre. On sait que d'autres substances phénoliques, notamment les chlorophénols, communiquent un mauvais goût à de très faibles concentrations. Bien que ces substances ne fassent pas l'objet du présent rapport, on est fondé à dire qu'elles devraient être exclues des eaux qui alimentent les pêcheries commerciales.

1. INTRODUCTION

(1) Les déchets phénoliques proviennent de la distillation du charbon et du bois, des raffineries de pétrole, des usines de produits chimiques, des bains parasitocides et des effluents humains et animaux. Ils demeurent l'une des principales causes de pollution des cours d'eau dans plusieurs pays européens, bien qu'en d'autres, par exemple, la Tchécoslovaquie et le Royaume-Uni, les quantités d'effluents rejetées dans les eaux courantes aient été considérablement réduites ces dernières années. Les phénols sont normalement présents dans les eaux usées purement domestiques à de faibles concentrations (0,07 à >0,1 mg/l) et peuvent également être rejetés dans l'eau par les plantes aquatiques et la végétation putrescente (Hoak, 1956).

(2) Les déchets phénoliques peuvent être des phénols mono-, di-, et poly-hydratés, accompagnant des aldéhydes, des cétones, des alcools, des acides organiques, des gaz (CO_2 , NH_3) et souvent du cyanure, dans des proportions variables. Les phénols monohydratés présents dans les eaux de gazomètres (Blackburn *et al.*, 1954) et les effluents des fours à coke (Herbert, 1962) sont pour une large part constitués de phénol pur ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$) et contiennent des crésols et des xylénols, le *m*-crésol étant d'ordinaire plus abondant que les isomères *o* et *p* et les xylénols.

(3) Ces déchets affectent les pêcheries en exerçant un effet toxique direct sur la vie aquatique et, notamment lorsqu'ils sont chlorés, en altérant le goût des poissons. Étant essentiellement oxydables, ils peuvent également contribuer à faire baisser la concentration en oxygène dissous des eaux polluées; aussi est-il difficile d'évaluer leur importance directe comme poison sur la seule base des données analytiques.

(4) La documentation relative aux effets du phénol sur les poissons a fait l'objet de nombreuses études approfondies; on peut se reporter notamment aux travaux de Bandt (1958) et à ceux, plus récents, de Lukanenko (1967) concernant les ouvrages russes. Le présent rapport traitera principalement des effets des phénols monohydratés, à savoir le phénol ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$), les crésols *o*, *m* et *p* ($\text{CH}_3\text{C}_6\text{H}_4\text{OH}$), et les six xylénols, xylénol-2,3, xylénol-2,4, xylénol-2,5, xylénol-2,6, xylénol-3,4, xylénol-3,5 ($(\text{CH}_3)_2\text{C}_6\text{H}_3\text{OH}$), mais on se référera aussi quelque peu aux eaux de gazomètres et aux déchets des fours à coke, ainsi qu'à leurs constituants.

(5) La valeur des renseignements publiés est discutable; en effet, une grande partie de la documentation antérieure ne fait pas de distinction entre les divers isomères, des nomenclatures différentes ont été utilisées, en particulier pour les xylénols; enfin, on a recouru à diverses méthodes analytiques pour mesurer les diverses proportions d'isomères, de phénols polyhydratés et d'autres substances (voir Tableau I). Pour plus de clarté, nous avons décidé d'utiliser le terme "phénols" uniquement lorsqu'il n'est pas possible de se référer aux phénols monohydratés, dihydratés, ou polyhydratés, ou à un isomère spécifique pour lequel on dispose de données; dans ce cas, nous avons employé chaque fois que possible le système indiqué par l'Union internationale de chimie pure et appliquée (1965).

2. ACTION LÉTALE DIRECTE SUR LE POISSON

2.1 Symptômes d'empoisonnement et mode d'action

(6) Des poissons exposés à des concentrations de phénol et de crésols létales au bout de quelques jours se sont vite agités, nageant rapidement, devant plus sensibles aux stimuli externes et augmentant leur rythme respiratoire (par exemple, Veselov, 1957). Ces symptômes peuvent être accompagnés d'une modification de couleur (Wuhrmann et Woker, 1950) et d'une sécrétion accrue de mucus (par exemple, Greven, 1953). La mort peut survenir rapidement ou peu après une période de dépression et de déséquilibre interrompue par quelques convulsions (Lukanenko, 1967). Toutefois, Lukanenko a observé que les xylénols n'accroissent pas la sensibilité du carassin (*Carassius carassius*) aux stimuli, alors qu'Albersmayer et Erichsen (1959) ont abouti à des conclusions opposées. On estime généralement que les empoisonnements aigus au phénol produisent de la paralysie nerveuse

Tableau I. Intensité de couleur relative produite par divers phénols et l'aniline

Phénols	Méthode analytique		
	Aminoantipyrène (Ochynski, 1960)	Folin et Denis (1915)	Nitroaniline-p (Nolte, 1933)
<u>Monohydratés</u>			
phénol	100	100	100
<u>o</u> -crésol	72	78	147
<u>m</u> -crésol	62	85	120
<u>p</u> -crésol	6	68	21
xylénol-2,3	44		16
xylénol-2,4	22		52
xylénol-2,5	42		92
xylénol-2,6	42		52
xylénol-3,4	4		16
xylénol-3,5	33		52
<u>Dihydratés</u>			
pyrocatechol (catéchol)	0		
méthyl-3 catéchol	0	148	29
méthyl-4 catéchol	0		
résorcinol	62	117	
méthyl-2 résorcinol	22		
méthyl-4 résorcinol	10		
méthyl-5 résorcinol	28		
hydroquinone (quinol)	0		
guaïacol			165
naphthol			23
aniline		59	

et Lukanenko (1967) a montré que le cerveau intervient dans la réaction spécifique du poisson empoisonné. Halsband et Halsband (1954) ont trouvé que le seuil d'intoxication de la truite est de 1,3 mg par litre de phénol.

(7) Les poissons qui survivent après une exposition de longue durée à de faibles concentrations de phénol présentent une inflammation et une nécrose généralisées des tissus, y compris les érythrocytes (Waluga, 1966 et 1966a), peut-être par suite de modifications irréversibles produites dans les protéines (voir également par. 42). Dans une étude détaillée de brèmes maintenues pendant sept jours dans une solution de phénol à 9 mg/l, ce chercheur a constaté la présence d'hémorragies et de modifications nécrotiques et dégénératives dans plusieurs tissus, à savoir la peau, les muscles, les branchies, le foie, la rate et les reins. Le sang périphérique contenait par ailleurs un nombre accru d'érythrocytes et présentait des signes de leucopénie; on a pensé que le taux élevé de

globules anormaux et juvéniles était la preuve d'une atteinte des tissus hématopoïétiques. Aux fortes concentrations de phénol (>6 mg/l), les globules du sang sont détruits (Andres, 1969). Halsband et Halsband (1963), examinant des truites exposées à une concentration de 1,5 mg/l de phénol pendant 24 heures, ont constaté que les érythrocytes avaient diminué en nombre, mais que leur superficie s'était accrue. V.M. Brown et D.G. Shurben (communication personnelle) ont étudié les effets de concentrations de 1, 2, 3, 4 et 5 mg/l de phénol pendant une période de 18 semaines sur la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) et ont constaté la présence de modifications histopathologiques prononcées dans le foie, le coeur, la peau et la rate, alors que l'intestin, la moelle épinière et le tissu excréteur du rein étaient analogues à ceux des poissons témoins.

(8) Mikriakov (1969) a trouvé que le taux des protéines sériques diminuait et que la formation d'immunoglobulines était inhibée chez la carpe commune (Cyprinus carpio) maintenue pendant deux mois dans une solution de phénol à 12,5 mg/litre. Lebedinski et Pomarzanska (1968) ont également observé un abaissement du taux des protéines sériques chez des carpes communes exposées pendant 30 jours à des concentrations de phénol de 25 et 10 mg/l, cette réduction étant très légère à 1 mg/l; les auteurs ont également constaté des modifications de la concentration des métaux dans divers organes, y compris le sang, les muscles et les os, modifications dont la signification est inconnue.

(9) On traitera des actions sublétales spécifiques à la Section III, paragraphes 35 à 47.

2.2 Facteurs agissant sur les concentrations létales

2.2.1 Température

(10) Plusieurs auteurs (par exemple, Bucksteeg et al., 1955) ont montré que l'élévation de la température abrège le temps de réaction et la durée de survie des poissons dans les solutions contenant de fortes concentrations de phénols. Toutefois, Brown, Jordan et Tiller (1967), utilisant des poissons acclimatés pendant trois jours aux températures des tests, ont constaté que la résistance de la truite arc-en-ciel à de faibles concentrations de phénol augmentait à mesure que s'élevait la température, la concentration létale pour 50 pour cent des poissons en deux jours (CL50 48 heures) à 6, 12 et 18°C étant respectivement d'environ 5, 8 et 9,8 mg/l; ils ont trouvé une corrélation analogue avec une eau de gazomètre préparée en laboratoire. Des tests plus récents (Ministère de la technologie du Royaume-Uni, 1968) portant sur de jeunes truites arc-en-ciel de 3 à 5 cm de long aux températures de 3 à 4°C et 12 à 13°C, après une acclimatation préalable de trois ou quatre jours à la température des tests, ont montré que les valeurs de la CL50 48 heures étaient respectivement d'environ 3 et 5 mg/litre.

2.2.2 Oxygène dissous

(11) Une faible concentration d'oxygène dissous abrège le temps de réaction du poisson aux phénols monohydratés et abaisse la valeur de la concentration létale (comme, par exemple, dans les tests au p-crésol de Southgate et al., 1933). Les tests effectués sur la truite arc-en-ciel avec un mélange de phénols (Herbert, 1962) ont également démontré qu'en faisant tomber la teneur en oxygène dissous de 100 à 50 pour cent de la valeur correspondant à la saturation en air, on fait baisser d'environ 20 pour cent, le "seuil"* estimé de la CL50, réduction analogue à celle trouvée pour le zinc, le cuivre et le plomb (Lloyd, 1961).

2.2.3 Valeur du pH

(12) Entre pH 6,5 et pH 8,5, il y a peu ou pas de différence dans la toxicité des phénols monohydratés pour la truite arc-en-ciel (Herbert, 1962), et des résultats analogues ont été signalés chez le carassin dans l'intervalle allant de pH 4 à pH 11 (Lukanenko, 1967).

* Concentration létale après une exposition de longue durée du poisson

2.2.4 Dureté de l'eau

(13) Avec une dureté totale de 50 mg/l (exprimée en carbonate de calcium), le seuil de la CL50 des phénols monohydratés n'était pas moindre qu'à 310 mg/l (Herbert, 1962), mais avec une dureté inférieure la toxicité augmentait légèrement; les valeurs de la CL50 48 heures du phénol pour la truite arc-en-ciel dans des eaux d'une dureté de 320 et de 10 mg/l (exprimée en carbonate de calcium) ont été respectivement de 6,8 et de 5,2 mg/l (Ministère de la technologie du Royaume-Uni, 1968). Ces résultats concordent avec ceux de Pickering et Henderson (1966) pour le méné à grosse tête (Pimephales promelas), de Lukanenko (1967) pour le carassin, et de Leclerc et Devlaminck (1950) pour le gambusie (Gambusia affinis), chez lequel les concentrations létales minimales de phénol dans une eau dure et dans une eau distillée se sont respectivement situées entre 24 et 28 et entre 18 et 20 mg/litre.

2.2.5 Salinité

(14) Holland et al. (1961) ont constaté que le jeune saumon argenté (Oncorhynchus kisutch) soumis à des essais avec un mélange de crésols (acides crésyliques) s'est révélé approximativement deux fois plus sensible dans l'eau de mer que dans l'eau douce, les concentrations tolérées pendant 4 jours étant respectivement de 1,6-3,1 et 3-5,5 mg de crésol/litre. Brown, Shurben et Fawell (1967) ont signalé des effets analogues chez la truite arc-en-ciel soumise à des tests au phénol, la sensibilité du poisson augmentant selon une courbe linéaire avec la salinité; à 15°C, la CL50 48 heures était de 9,3 mg/l dans l'eau douce et de 5,2 mg/l dans une eau de mer à 60 pour cent, le temps de réaction du poisson dans l'eau de mer étant également en diminution. Lukanenko (1967) a constaté qu'Acipenser stellatus et A. gildenstaedti, deux espèces migratrices d'esturgeons, étaient plus résistants que l'espèce dulcaquicole, A. rhutenus, lors d'essais effectués dans l'eau douce.

2.2.6 Age du poisson

(15) Les concentrations de phénol létales pour le carassin adulte, la tanche (Tinca tinca) et l'épinoche (Gasterosteus aculeatus) n'ont pas eu apparemment d'action nocive sur leurs oeufs et leur laitance (Albersmayer et Erichsen, 1959), les premiers symptômes d'altération à ces stades étant observés à des concentrations excédant 50 mg/l, uniquement d'après l'aspect des oeufs et la mobilité du sperme. On n'a toutefois fait aucune observation concernant la fertilisation, la croissance et l'éclosion des oeufs.

(16) Volodin et al. (1965, 1966), étudiant les variations de la résistance à l'empoisonnement pendant la croissance, ont constaté que les embryons de brème (Abramis brama) et d'une espèce voisine (A. ballerus) étaient particulièrement sensibles au phénol au début de la période qui va de la segmentation à la gastrulation et à nouveau vers la fin de la période larvaire, bien que les larves aient survécu 4 à 11 fois plus longtemps que les alevins à des concentrations de phénol de 25 à 150 mg/litre. Néanmoins, des embryons de A. brama sont morts à la concentration de 50 mg/l de phénol et leur éclosion a été retardée à la concentration de 25 mg/litre. Des oeufs et des alevins de perche (Perca fluviatilis) ont été plus résistants au phénol que les poissons d'un an (Mosevich et al., 1952).

(17) V.M. Brown (communication personnelle), utilisant la truite brune (Salmo trutta) et la truite arc-en-ciel, a constaté que la CL50 5 jours de phénol excédait 16 mg/l chez les oeufs pré-embryonnés (17 jours après la fertilisation), 40 mg/l chez les oeufs embryonnés (25 jours après la fertilisation) ainsi que chez les alevins de truites arc-en-ciel âgés d'un jour, et 60 mg/l chez les alevins de truites brunes âgés de 3 jours, mais qu'elle était inférieure à 10 mg/l chez les alevins de truites brunes de 15 jours. Par ailleurs, Albersmayer et Erichsen (1959) ont signalé que des embryons de "truite" ont été plus sensibles que des poissons adultes aux phénols monohydratés, sans toutefois donner de précision sur leur stade de croissance. Lukanenko et Flerov (1966 et 1966a) ont constaté que la CL50 24 heures était de 11 mg/l pour la truite arc-en-ciel d'un an, et de 7,5 mg/l pour des poissons de 2 à 3 ans.

2.2.7 Taille du poisson

(18) Des perches soleil (Lepomis macrochirus) de 14 cm de long ont été moins tolérantes au phénol que des poissons de 7 cm de long, la CL50 96 heures étant de 11,5 mg/l et de 20 mg/l respectivement (Cairns, 1956). Des résultats analogues ont été obtenus par Holland et al. (1961) avec le saumon argenté, et par Lukanenko et Flerov (1966 et 1966a) avec la truite arc-en-ciel; ces chercheurs ont également noté que la résistance des poissons diminuait en fonction de l'augmentation du poids corporel.

2.2.8 Acclimatation au phénol

(19) Certains auteurs signalent que les poissons qui se renversent en présence de phénol ne se rétablissent généralement pas lorsqu'ils sont immergés en eau propre, alors qu'ils le font après contact avec des crésols et des xylénols (Embody et al., 1940; Jones, 1951; Albersmayer et Erichsen, 1959; Holland et al., 1961). Cependant, d'autres chercheurs (V.M. Brown et J.F. de L.G. Solbé, communication personnelle) ont constaté que toutes les truites arc-en-ciel qui s'étaient renversées après une exposition à 20 mg/l de phénol se sont apparemment rétablies une fois immergées en eau propre.

(20) Des perches maintenues pendant 7 jours dans une solution de phénol à 6 mg/l (Bucksteeg et al., 1955) et des bouvières (Rhodeus sericeus amarus) gardées pendant 4 jours dans une solution de phénol à 4 mg/l (Malacea, 1968) ont mis au moins deux fois plus de temps à réagir à des concentrations plus fortes que des poissons non acclimatés. Des résultats analogues ont été obtenus par Volodin et al. (1965 et 1966) avec des embryons de brème tenus dans une solution à 5 mg/l et par Lukanenko (1967) avec des carassins placés dans une solution de 1 à 5 mg/l pendant 25 à 40 jours; peut-être cela pourrait-il s'expliquer par une réduction de l'excitabilité du poisson. D'autre part, des carassins gardés pendant 60 jours dans une solution de phénol de 1 à 5 mg/l ont manifesté une sensibilité plus forte que les poissons témoins. Toutefois, aucune de ces expériences n'a indiqué que le seuil de concentration se soit modifié.

2.3 Sommaire des données toxicologiques

2.3.1 Phénol

(21) Le phénol (concentrations comprises entre 0,08 et 1900 mg/l) est nocif pour les poissons, la sensibilité variant selon les espèces utilisées, les modes d'expression de la toxicité, les conditions d'exposition et la durée des tests. Toutefois, on a souvent commis des erreurs en indiquant les valeurs les plus faibles. Par exemple, celles de Symons et Simpson (1938) se réfèrent à des espèces nord-américaines de "vairons" tués en 30 minutes dans des échantillons d'eau de rivière contenant non seulement 0,08 mg/l de phénol, mais aussi plusieurs autres déchets; ces auteurs ont également constaté qu'une solution de phénol à 10 mg/l ne tuait pas la carpe commune dans un délai de 6 heures. De plus, on a parfois cité des données extraites de textes plus anciens (par exemple, Weigelt et al., 1885) avec une erreur les réduisant de 10 pour cent par rapport aux chiffres originaux. Il convient également de noter que non seulement la réaction au phénol varie beaucoup d'un poisson à l'autre, mais qu'elle suppose également un long intervalle de temps entre le retournement et la mort; par exemple, le temps de survie du carassin a varié de 21 à 171 heures dans une solution de phénol à 25 mg/l, et de 3 à 148 heures dans une solution à 50 mg/l (Lukanenko, 1967); d'autres auteurs ont trouvé des résultats analogues (par exemple, Mitrović et al., 1968). Sur la base de données fiables pour les concentrations létales médianes pendant des périodes comprises entre 6 et 96 heures, la gamme des concentrations se situe entre 4 et 56 mg/l, les valeurs les plus fréquentes pour les poissons adultes dans une eau douce bien aérée étant de 9 à 25 mg/litre.

(i) Poissons communs

(22) L'un des poissons communs les plus résistants semble être le poisson rouge (Carassius auratus), la CL50 48 heures à 25°C étant de 44,5 mg/l selon Pickering et Henderson (1966),

et Bach (1969) (dans Southgate et al., 1933) a signalé que cette espèce a survécu pendant 3 mois dans une solution de 4,2 mg/l de phénol à 16,5-23°C avec 7-12 mg/l d'oxygène dissous. Pour le carassin, on a signalé une CL50 129 heures de 25 mg/l à des températures de 12 à 14°C (Lukanenko et Flerov, 1963), et l'on a donné la même concentration pour la CL50 24 heures à 18°C (Albersmayer et Erichsen, 1959). Pour le goujon (Gobio gobio à 10°C, la CL50 48 heures est d'environ 25 mg/l (travaux non publiés du Laboratoire de recherche sur la pollution des eaux du Royaume-Uni). Malacea et al. (1967) donnent 20 mg/l comme concentration létale minimale pour la bouvière. La CL50 24 heures à 18°C est de 14,5 mg/l pour le gardon (Rutilus rutilus) et de 17 mg/l pour la tanche (Albersmayer et Erichsen, 1959). Certains travaux (Ministère de la technologie du Royaume-Uni, 1969) indiquent que bien que les valeurs de la CL50 24 heures pour le gardon et la perche à 18°C soient environ de 25 et de 15 mg/l respectivement, la valeur médiane du seuil de concentration est pour l'un et l'autre proche de 12 mg/l; des tests plus récents (Ministère de la technologie du Royaume-Uni, 1971) ont montré que si la perche, le brochet (Esox lucius) et la truite arc-en-ciel ont réagi plus rapidement que la carpe commune, le rotengle (Scardinius erythrophthalmus) et l'anguille (Anguilla anguilla) à une concentration donnée, la CL50 7 jours était analogue (8-11 mg/l) pour toutes ces espèces, à l'exception de la carpe (15 mg/litre).

(ii) Salmonidés

(23) Les concentrations de phénol signalées comme létales pour la truite arc-en-ciel sont généralement inférieures aux valeurs correspondantes pour les poissons communs; la CL50 24 heures varie de 5 mg/l à 18°C (Albersmayer et Erichsen, 1959) pour les embryons à 11 et 7,5 mg/l pour les poissons âgés de 1 et 3 ans à la température de 12-14°C (Lukanenko et Flerov, 1966); la CL50 48 heures est de 9,8 mg/l à 17°C (Herbert et Vandyke, 1967) et de 9,3 mg/l à 15°C (Brown, Shurben et Fawell, 1967). Le saumon argenté est peut-être plus sensible, la CL50 72 heures se situant entre 3,2 et 5,6 mg/l aux températures de 6-11°C (Holland et al., 1961). M. Grande (communication personnelle) a trouvé que la CL50 5 jours pour les alevins de saumon de l'Atlantique (Salmo salar) à 10°C était d'environ 5 mg/litre.

(24) V.M. Brown et D.G. Shurben (communication personnelle) ont maintenu des lots de 25 truites arc-en-ciel dans des solutions de 1, 2, 3, 4 et 5 mg/l à la température de 14-18°C pendant 18 semaines. La mortalité a atteint 75 pour cent à la concentration la plus élevée et 28 pour cent à la concentration de 3 mg/l, et l'on a estimé que la CL50 18 semaines était approximativement de 4,0 mg/litre.

2.3.2 Crésols

(25) Les crésols ont été moins étudiés que le phénol. Le moins toxique des trois isomères est m-crésol; les données sur la toxicité relative des crésols o et p ne sont pas concordantes.

(26) Les concentrations létales de crésols et de phénol s'inscrivent d'ordinaire dans deux gammes parallèles, mais les écarts entre espèces ne concordent pas. Albersmayer et Erichsen (1959) ont fourni des données comparables sur la toxicité aiguë du phénol et des trois isomères du crésol pour plusieurs espèces dans une gamme de températures de 13 à 19°C (voir Tableau II). Bucksteeg et al. (1955) ont trouvé que les seuils de concentration correspondant à la perte de la coordination chez la perche étaient de 6 mg/l pour le phénol et de 10 mg/l pour les crésols. En ce qui concerne l'o-crésol, Pickering et Henderson (1966) donnent une CL50 96 heures comprise entre 17 et 31 mg/l à 25°C pour le poisson rouge.

2.3.3 Xylénols

(27) Parmi les phénols monohydratés, les xylénols sont les moins étudiés et aucune recherche spécifique n'a porté sur le xylénol-2,3 ni sur le xylénol-2,6. Un mélange de xylénols utilisé par Pickering et Henderson (1966) présentait une toxicité intermédiaire entre celle du phénol et celle de l'o-crésol envers le poisson rouge, le méné à grosse tête et le poisson arc-en-ciel (Lebistes reticulatus). En se fondant sur les valeurs de la CL50 24 heures pour le carassin et la tanche, le xylénol-2,5 est 2 fois plus toxique, et le

Tableau II. CL50 24 heures approximative des phénols pour les poissons (mg/l) (d'après Albersmayer et Erichsen, 1959)

Phénols	Carassin	Gardon	Tanche	Embryons de "truite"
Phénol	25	15	17	5
<u>o</u> -crésol	30	16	15	2
<u>m</u> -crésol	25	23	21	7
<u>p</u> -crésol	21	17	16	4
Xylénol-2,4	30	-	13	28
Xylénol-2,5	10	10	9	2
Xylénol-3,4	21	16	18	17
Xylénol-3,5	53	-	51	50

xylénol-3,5 est environ 0,5 fois aussi toxique que le xylénol-2,4 et le xylénol-3,4 (Albersmayer et Erichsen, 1959) et le phénol (Tableau II). La toxicité relativement faible du xylénol-3,5 pour les poissons communs est confirmée par la concentration signalée comme n'ayant "aucun effet toxique" pendant 3 à 5 jours (Bandt, 1958), à savoir 15, 18 et 20 mg/l pour la perche, le gardon et la brème respectivement, alors que les valeurs correspondantes pour le xylénol-2,4 sont 8, 8 et 10 mg/litre. Les embryons de truites arc-en-ciel semblent être aussi résistants que la carpe adulte au xylénol-3,4 et au xylénol-3,5 (Albersmayer et Erichsen, 1959).

2.3.4 Autres constituants des déchets phénoliques

(28) Sollmann (1949) et Bandt (1958) ont signalé que certains phénols polyhydratés, y compris l'hydroquinone, l'oxyquinoline-8 et les naphthols sont plus toxiques que le phénol (0,1-4,0 mg/l), mais ces substances ne sont généralement présentes qu'en petites quantités dans les déchets phénoliques.

2.3.5 Mélanges de phénols et d'autres substances

(29) Lors des recherches qui ont porté sur la toxicité du phénol ou des divers crésols et xylénols, les concentrations ont été exprimées en poids de substance utilisée. Toutefois, dans les mélanges de composition inconnue, la concentration peut être déterminée par analyse colorimétrique et par comparaison de la couleur produite avec celle provenant du phénol pur. Par exemple, dans les expériences faites par Herbert (1962) avec une eau de gazomètre préparée en laboratoire, une partie en poids des phénols d'eau de gazomètre était, du point de vue colorimétrique, équivalente à 0,72 partie de phénol selon l'analyse. Pour la truite arc-en-ciel à 9°C, la valeur médiane du seuil de concentration du mélange préparé est de 6,1 mg/l en poids et de 4,4 mg/l selon l'analyse. L'étroite concordance de ces données avec celles obtenues pour le phénol seul à cette température indique que les crésols, qui composaient 38 pour cent du mélange en poids, n'ont pas eu d'influence marquée sur la toxicité du phénol présent (54 pour cent en poids).

(30) Liepolt (1954) a observé qu'une eau de gazomètre tuait la truite arc-en-ciel en 12 heures à une concentration équivalant à 4,3 mg/l de phénol, et d'autres auteurs ont signalé l'existence de concentrations toxiques de phénol dans la gamme 3-5 mg/l dans des eaux polluées par des déchets phénoliques (Ebeling, 1940; Mann, 1951; Bandt, 1958).

(31) Lorsqu'on élimine le goudron des déchets du traitement de la houille, les principaux constituants qui subsistent sont les phénols monohydratés, l'ammoniac, les cyanures, les sulfures, le thiosulfate et le thiocyanate, les trois premières de ces substances étant

celles à qui l'on doit imputer la plus grande partie de la toxicité à court terme (Herbert, 1962). Les études qui ont porté sur les mélanges d'ammoniac et de phénol (Herbert, 1962), de phénol et de zinc (Herbert et Vandyke, 1967), d'ammoniac, de phénol et de zinc (Brown, Jordan et Tiller, 1969), de cuivre et de phénol, et aussi de cuivre, de zinc et de phénol (Brown et Dalton, 1970) ont montré que le mélange exerce un effet toxique plus ou moins cumulatif si l'on considère les fractions des concentrations létales médianes des divers poisons au bout de 2 ou 3 jours (qui sont souvent proches de la valeur médiane du seuil de concentration de ces poissons); le mélange détruit 50 pour cent des poissons en 2 ou 3 jours lorsque la somme des fractions est égale à l'unité. Suivant cette méthode, la toxicité théorique d'échantillons d'effluents et d'eau de rivière polluée (Lloyd et Jordan, 1963, 1964; Herbert et al., 1965; Brown, Shurben et Shaw, 1970), qui contenaient des phénols monohydratés, de l'ammoniac, du cyanure, du zinc et du cuivre, a été voisine des valeurs observées, bien que certains échantillons se soient révélés plus toxiques que prévu, peut-être à cause de la présence d'autres poisons. En outre, il convient de souligner que l'addition de chlore aux déchets phénoliques peut produire des phénols chlorés de plus forte toxicité.

2.3.6 Observation de destructions de poissons dans la nature

(32) Il existe très peu de cas où les destructions de poissons ou les effets nocifs sur les populations naturelles de poissons peuvent être nettement imputés aux seuls phénols. Par ailleurs, l'analyse pose un important problème, puisque l'identité et la proportion des divers phénols monohydratés contenus dans l'eau sont rarement déterminées, si elles le sont jamais, et que les résultats de l'analyse peuvent inclure les effets d'autres phénols. Il est donc très difficile d'établir une corrélation entre les données de terrain et les résultats de tests effectués en laboratoire sur les divers phénols.

(33) Sur 19 cas enregistrés de destruction de poisson, Müller et Anwand (1967) n'ont pu en attribuer que 3 au phénol, ce à quoi il fallait peut-être s'attendre puisque la pollution par le phénol est presque toujours accompagnée d'une réduction du taux de l'oxygène dissous et de la présence d'autres poisons. Liepolt (1954) a attribué une destruction de truites et d'ombres (Thymallus thymallus) dans la rivière Mürtz à un déversement d'eau de gazomètre concentrée. Lüdemann (1954), étudiant les eaux de Berlin, a estimé que le poisson succombe lorsque la concentration de phénol dépasse 3 à 5 mg/litre. Kalabina (1935) n'a pas trouvé de poissons dans des parties de rivière contenant 0,3 mg/l de phénol, et a constaté que la faune ichtyque était abondante et diversifiée quand la concentration était de 0,02 mg/litre. Peut-être les données les plus intéressantes sont-elles celles fournies par Krombach et Barthel (1964) sur un petit cours d'eau du Luxembourg pollué de manière chronique par des déchets phénoliques et qui, malgré des concentrations de phénol d'environ 1 mg/l, contenait des poissons, notamment des salmonidés. Après une augmentation brusque des rejets au mois d'août, toute la faune fut détruite sur un tronçon de 9 km où la concentration de phénol excédait 10 mg/l et où l'oxygène dissous représentait 0 à 10 pour cent du taux de saturation en air. Plus en aval où la concentration de phénol était de 3 à 10 mg/l et où celle de l'oxygène dissous variait entre 10 et 50 pour cent du taux de saturation en air, les salmonidés sont morts, alors que dans un tronçon où la concentration de phénol était inférieure à 3 mg/l il n'y a pas eu de destruction de poissons.

(34) Dans un cas plus récent concernant la rivière Péstan en Yougoslavie, qui est également polluée de manière chronique par des déchets phénoliques (V. Mitrović et J.S. Albaster, communication personnelle), on a constaté que des populations substantielles de chevaines (Leuciscus cephalus) et de goujons, ainsi qu'un plus petit nombre de barbeaux (Barbus spp.) se trouvaient dans des tronçons de rivière où la concentration des phénols variait entre 0 et 4,4 mg/l, mais qu'il n'y avait pas de poisson lorsque cette concentration se situait entre 3,2 et 130 mg/litre.

(35) Ces données corroborent les résultats des tests de laboratoire, car jusqu'à maintenant on n'a aucun exemple de poissons vivant en présence de concentrations des phénols supérieures à celles jugées toxiques dans les conditions expérimentales.

3. ACTION SUBLETALE SUR LE POISSON

3.1 Croissance

(36) Mikriakov (1969) a observé une perte de poids chez la carpe commune exposée pendant deux mois à une solution de phénol à 12,5 mg/litre. Stepanov et Flerov (1969) ont signalé que des poissons arc-en-ciel gardés pendant un an dans une solution à 12,5 mg/l ont frayé pour la première fois à l'âge de 5 mois, au lieu de 10 mois chez les poissons témoins, sans toutefois que leur croissance soit réduite. Cependant, on a constaté chez cette espèce une diminution de l'activité sexuelle (Flerov, 1969) ainsi qu'une altération des réflexes à cette concentration et à celle de 6,3 mg/l, mais non à la concentration de 3,1 mg/l (Matay, 1969).

(37) V.M. Brown et D.G. Shurben (communication personnelle) ont étudié les effets sur la truite brune de concentrations de 1, 2, 3, 4 et 5 mg/l de phénol pendant une période de 18 semaines et ont constaté qu'il en résultait une réduction de croissance égale à 20 pour cent à la concentration de 1 mg/l et supérieure à ce pourcentage aux concentrations plus fortes.

3.2 Résistance aux maladies

(38) Selon certains chercheurs, après exposition à des concentrations relativement fortes de phénol, les poissons deviendraient plus sensibles aux attaques de Saprolegnia ou d'Ichthyophthirius (Lukanenko, 1967; Lammering et Burbank, 1960), mais on ignore l'importance de ce facteur dans la nocivité de la pollution à l'égard des poissons.

3.3 Réactions d'évitement

(39) Hasler et Wisby (1949) ont montré que le ventre pourri (Pimephales notatus) pouvait être habitué à détecter le phénol à des concentrations inférieures à 0,01 mg/l (certains sujets étant capables de le déceler à des taux aussi faibles que 0,0005 mg/l) et à distinguer entre phénol et *o*-chlorophénol. Néanmoins, des vairons (Phoxinus phoxinus) qui ont eu la possibilité de choisir entre une eau propre et une eau contenant du phénol dans un tube tenu horizontalement n'ont pas marqué de préférence pour l'eau propre par rapport à de l'eau phénolée à raison de 400 mg/l ni de 4 mg/l (Jones, 1951), et la truite arc-en-ciel n'a pas évité les concentrations plus faibles (de 0,001 à 10 mg/l) utilisées par Sprague et Drury (1969). Des vairons ont évité des solutions de *p*-crésol et d'*o*-crésol à 400 mg/l, sans se détourner des concentrations plus faibles (Jones, 1951), comportement analogue à celui de Lepomis cyanellus, la perche soleil (Sommerfelt et Lewis, 1967). Par ailleurs, Ishio (1965), avec un appareillage différent, a fourni un bref sommaire de données englobant plusieurs espèces, y compris la carpe et le poisson rouge, et montrant que la position médiane occupée par le poisson sur le graphique d'évitement coïncidait avec des concentrations de phénol (15 mg/l) et de crésol (47 mg/l) légèrement inférieures aux "concentrations létales minimales"; l'auteur a ensuite déclaré (1969) que le vairon (Maroco steindachneri) évitait le "phénol de l'huile de créosote" à des concentrations inférieures à 0,1 mg/litre.

(40) Les preuves d'évitement des déchets phénoliques dans les conditions de terrain sont également contradictoires. Kalabina (1935) a affirmé que les poissons quittaient les eaux d'une rivière contenant de 0,2 à 10 mg/l de phénol, tandis que Shelford (1917) a déclaré qu'ils tendaient à pénétrer dans les tronçons d'un fleuve pollués par de l'eau de gazomètre et à y demeurer.

(41) On ne peut tirer de conclusions définitives touchant les réactions d'évitement des poissons à l'égard du phénol de ces preuves rares et contradictoires, ni de celles données au paragraphe 34 sur la distribution du poisson dans la rivière Péstan, mais il semble que s'il y a évitement des eaux polluées contenant de faibles concentrations de phénol, il est peu vraisemblable qu'il soit causé par le seul phénol.

3.4 Absorption et excrétion du phénol

(42) Le phénol, tant à l'état libre qu'à l'état conjugué, se trouve normalement dans les tissus des mammifères, mais peu d'observations ont été faites à ce propos en ce qui concerne les poissons. Reichenbach-Klinke (1965) a généralement trouvé moins de 0,3 mg de phénol par kg chez Alburnus punctatus et les gardons de l'Isar non pollués, alors que la concentration atteignait 3,2 mg/kg chez la brème et le barbeau fluviatile (Barbus barbus) provenant d'eaux polluées de l'Elbe et du Rhin qui contenaient de 0,2 à 0,7 mg/l de phénol, valeurs presque aussi élevées que chez le gardon maintenu pendant 14 jours, dans une solution de phénol à 6 mg/litre. Chez le poisson-chat d'Amérique (Ictalurus nebulosus) gardé pendant 4 jours dans une solution de phénol à 5 mg/l, Mann (1953) a trouvé une concentration de 10 mg/kg de phénol dans les viscères et de 6 mg/kg dans les muscles; il a également montré que l'accumulation de cette substance chez la carpe commune placée pendant 5 jours dans une solution à 10 mg/l augmentait après adjonction de 2 mg/l de sulfonate de dodécylbenzol (Mann, 1962). La carpe maintenue pendant 3 jours dans une solution de phénol à 10 mg/l (Schultze, 1961) avait les concentrations les plus fortes dans le foie (19 mg/kg) et des concentrations de plus en plus faibles dans les branchies, les reins, les testicules, les muscles et l'intestin (7 mg/kg). Waluga (1966 et 1966a) a obtenu des résultats analogues avec la brème tenue pendant 7 jours dans une solution à 9 mg/l, les concentrations étant fortes dans le sang et le liquide des cavités corporelles et faibles dans le liquide cérébral et le cerveau. De même, chez la truite arc-en-ciel tuée par une solution à 10 mg/l, les concentrations étaient plus fortes dans la peau, ainsi que dans la rate, le foie, les reins et les branchies (de 11 à 25 mg/kg) et plus faibles dans les muscles (3,2 mg/kg) (Kariya et al., 1968). Chez des poissons tués, puis maintenus pendant 5 heures dans une solution à 10 mg/l de phénol, on n'a décelé de phénol que dans la peau, les muscles et les branchies aux concentrations respectives de 5,7, 2,8 et 6,5 mg/kg.

(43) Si Mackiel et al. (1958) (dans Brodie et al., 1958) ont indiqué que le poisson rouge et la perche n'étaient pas à même de détoxifier le phénol par la formation autrement générale de produits de conjugaison avec des glucuronides et des sulfates, Hoar et Randall (1968) ont affirmé que ces processus ne se produisent pas dans le poisson.

(44) Kariya et al. (1968) ont trouvé une concentration plus faible de phénol (2,0 mg/kg) dans un poisson rouge ayant survécu à une exposition à la CL50 48 heures, puis gardé pendant 24 heures dans l'eau courante, que dans un poisson tué par la même concentration et lavé ensuite à l'eau courante pendant 24 heures (9,4 mg/kg). R. Lloyd (communication personnelle) a observé chez la truite arc-en-ciel un taux normal d'excrétion urinaire de 0,7 mg de phénol monohydraté par kg et par jour, et d'environ 8 mg de phénols totaux par kg et par jour, ces taux augmentant graduellement chez les poissons exposés à une concentration de phénol de 1,5 à 6 mg/l; ces données indiquent que les concentrations de phénol inférieures à 1,0 mg/l n'entraînent vraisemblablement pas un accroissement du taux d'excrétion du phénol.

3.5 Saveur et odeur

(45) Une brève exposition du poisson à une solution de phénol à 25 mg/l (Ebeling, 1940) ou à une solution de cette substance à 2,5 mg/l pendant une période pouvant atteindre 4 jours (Krishnaswami et Kupchanko, 1969) n'a pas nui à la saveur de la chair, alors que l'exposition à une solution de 10 mg/l de crésol ne lui a fait subir qu'une légère altération (Albersmayer et Erichsen, 1959). Par contre, les xylénols et autres constituants des déchets phénoliques, y compris naphthols et quinols, ont altéré la chair de la brème et de la carpe à des concentrations variant entre 0,5 et 5,0 mg/l (Bandt, 1955, 1958), alors que l'exposition au p-chlorophénol et à l'o-chlorophénol n'a produit qu'une légère altération chez la carpe à des concentrations de 0,06 et de 0,015 mg/l respectivement (Schultze, 1951); cette dernière substance à une concentration de 0,001 mg/l a également altéré la chair des anguilles (Boetius, 1959). Il est donc possible que ce soient des substances de ce genre qui ont été responsables de la saveur remarquée dans des poissons capturés dans le Rhin où se trouvaient des phénols en concentration de 0,02 à 0,03 mg/l (Ebeling, 1940) et dans l'Elbe où cette proportion atteignait 0,02 mg/l (Bandt, 1958).

(46) La chair des poissons peut acquérir une saveur phénolique non seulement directement au contact de l'eau, mais aussi lorsque ces poissons consomment des aliments contaminés, par exemple, des vers tubifex qui ont été gardés dans une eau phénolée (Mann, 1951). Ce dernier auteur et Müller (1962) ont tous deux montré que d'autres animaux nourris de poisson altéré peuvent acquérir la même saveur.

(47) Certaines saveurs phénoliques peuvent persister dans la chair du poisson pendant plusieurs semaines lorsqu'il est gardé en eau pure (Mann, 1960 et 1960a; Boetius, 1962), à la différence d'autres saveurs, par exemple, celles qui sont produites par une exposition sublétales du poisson à l'herbicide 2,4-D (J.S. Alabaster, communication personnelle) ou aux actinomycètes (Thaysen et Pentelow, 1936), qui peuvent disparaître au bout de 24 heures dans ces conditions.

4. SOMMAIRE DES DONNEES RELATIVES AUX INVERTEEBRES ET AUX ALGUES

4.1 Phénols

(48) On a trouvé généralement que bactéries, algues, protozoaires, crustacés et mollusques sont 10 à 100 fois plus résistants que les poissons aux phénols (par exemple: Anderson et al., 1948; Beer, 1954; Greven, 1956; Bandt, 1958; Albersmayer et Erichsen, 1959). Toutefois, le cladocère Daphnia sp. semble être un peu plus sensible que la plupart des autres invertébrés (Anderson et al., 1948; Bruun, 1948; Ellis, 1937; Bringmann et Kühn, 1959 et 1959a; Patrick, Cairns et Scheier, 1968); le seuil de concentration pour D. magna est de 7 mg/l (Anderson et al., 1948), mais les jeunes (Dowden et Bennett, 1965), ainsi que les adultes reproducteurs (Mosevich et al., 1952) ont une plus grande sensibilité à l'égard de ces substances. Il n'existe toutefois guère de données de laboratoire sur d'autres groupes, bien qu'il ait été signalé (Ministère des transports et Ministère de l'agriculture du Royaume-Uni, 1936) que les crevettes d'eau douce, les escargots, ainsi que les larves de phryganes (Trichoptera) et d'éphémères (Ephemeroptera) n'ont pas été affectées par l'exposition pendant 26 heures à des concentrations de phénol ou d'o-crésol de 10 mg/litre.

(49) L'interprétation des observations faites sur le terrain est rendue plus complexe par les faibles concentrations d'oxygène dissous qui sont associées aux taux élevés de phénol, mais on a observé (Beer, 1954) que les algues sont réapparues dans la rivière Plaisse lorsque la concentration d'oxygène a augmenté jusqu'à atteindre 5,3 mg/l, celle du phénol diminuant jusqu'au taux de 4,3 mg/litre. Dans la rivière Péstan, Mitrović (1963) a trouvé des tubificidés dans les secteurs où la concentration d'oxygène dissous variait de 0,1 à 3,1 mg/l et où celle de phénol était de 17 mg/l; il a trouvé des crevettes, des larves de certains chironomidés, des phryganes et des éphémères dans les secteurs où l'eau était bien aérée et où les concentrations de phénol variaient de 1 à 2,5 mg/l; la communauté d'invertébrés était variée et abondante lorsque les concentrations maximales de phénol se situaient entre 1 et 1,5 mg/litre.

4.2 Crésols

(50) Les études comparées portant sur l'action des trois isomères et du phénol chez le cilié Microregma heterostoma et Daphnia magna (Bringmann et Kühn, 1959 et 1959a) et concernant les effets du m-crésol et du phénol sur les larves du moustique Culex pipiens et le moucheron Chaoborus cristalinus, ainsi que sur le copépode Cyclops strenuus, l'ostracode Pionocyprus vidua et Daphnia pulex (Albersmayer et Erichsen, 1959), montrent que ces invertébrés, à l'instar des poissons, sont plutôt moins résistants aux crésols qu'au phénol, que le m-crésol est le moins toxique et le p-crésol le plus toxique des isomères. Cependant, le cilié Paramecium caudatum semble beaucoup mieux résister à un mélange de crésols qu'au phénol (Halsband et Halsband, 1954) et, selon un rapport isolé (Ellis, 1937), il semblerait, contrairement aux résultats d'Admas (1927), que la concentration létale d'un mélange de crésols pour Daphnia magna est beaucoup plus faible (0,01 mg/l) que ce n'est le cas pour le phénol (8 mg/litre).

(51) Selon certains indices, la sensibilité des organismes immatures est plus grande que celle des adultes à l'égard d'un mélange de crésols, ainsi que du phénol; on a trouvé chez Asellus militaris (isopode) immature et chez Gammarus fasciatus (amphipode) des valeurs de la CL50 égales à 33 et 8,6 mg/l respectivement, alors que les valeurs correspondantes pour les adultes étaient 2 à 3 fois plus élevées (Emery, 1970).

4.3 Xylénols

(52) Il y a peu de données sur la toxicité des xylénols chez les invertébrés. Meissner (dans Bandt, 1958) a apparemment constaté que l'isomère 2,4 était plus toxique que le phénol ou l'o-crésol pour les protozoaires, les rotifères, les crustacés et les mollusques, avec peu de différence entre les groupes, bien que l'on ne connaisse pas le type de réaction mesurée. Avec de jeunes Daphnia, Bringmann et Kühn (1959 et 1959a) ont trouvé que, comme chez le poisson, le xylénol 2,5 est plus toxique que l'"isomère m" (qui peut comprendre du xylénol 2,4, 2,6 et 3,5), la CL50 24 heures étant de 10 et de 24 mg/l respectivement. Avec le cilié Microregma, les mêmes auteurs ont constaté que l'absorption alimentaire était inhibée par divers isomères à des concentrations de 10 à 50 mg/l, alors que pour le phénol, la concentration critique était de 30 mg/litre. Albersmayer et Erichsen (1959) ont constaté que bien que le xylénol 2,5 soit plus toxique que le phénol pour divers invertébrés, il n'était pas aussi toxique pour ces organismes que pour le poisson.

5. CONCLUSIONS

(53) Les déchets phénoliques peuvent contenir des phénols monohydratés, y compris le phénol, les trois isomères de crésol, et les six isomères de xylénol, ainsi que d'autres substances. Ils peuvent exercer des effets nuisibles aux pêcheries d'eau douce par leur toxicité directe envers le poisson et les organismes dont il se nourrit, par leur besoin d'oxygène élevé qui provoque une désoxygénation de l'eau où ils sont déversés et par la production de saveurs indésirables dans la chair comestible du poisson.

(54) Parmi les divers substances phénoliques, le phénol est celle qui a été le plus étudiée en laboratoire. Les mesures des effets de divers facteurs écologiques ont montré que la toxicité du phénol (CL50 48 heures) pour la truite arc-en-ciel est intensifiée par une diminution de la teneur en oxygène dissous (par. 11), par un accroissement de la salinité de l'eau (par. 14) et par une diminution de la température (par. 10), mais n'est pas très affectée par les variations du pH (par. 12) ou de la dureté de l'eau (par. 13); on a observé des effets analogues de la salinité, du pH et de la dureté de l'eau chez les espèces de poissons communs, mais on ne dispose pas de données sur l'incidence de l'oxygène dissous et de la température.

(55) Les salmonidés sont plus sensibles à l'empoisonnement par le phénol que des poissons communs tels que la carpe (par. 22 et 23), et les poissons récemment éclos sont généralement plus vulnérables que les adultes (par. 15 à 17). Les concentrations qui se sont révélées létales au bout de quelques jours se situent dans l'intervalle 4-25 mg/litre.

(56) Des concentrations de phénol de 1 à 2 mg/l maintenues pendant plusieurs mois causeront vraisemblablement une mortalité légère dans une population de truites ainsi qu'une réduction de croissance des poissons survivants (par. 24 et 37), et certains indices physiologiques (par. 44 et 8) et histopathologiques (par. 7) suggèrent que le stress se produit à des concentrations excédant 1,0 mg/litre. Ces résultats ont été obtenus à des températures supérieures à 12°C et l'on ignore si à des températures inférieures l'on obtiendrait les mêmes effets avec des concentrations plus faibles.

(57) D'après les rares données dont on dispose sur les crésols et les xylénols, il semble que leur toxicité aiguë envers le poisson est du même ordre de grandeur que celle du phénol (par. 25 à 37), mais on n'a pas de renseignements sur leurs effets à long terme.

(58) Les tests sur mélanges de phénols indiquent que les toxicités individuelles de chaque composant sont cumulatives (par.29); cependant la toxicité de déchets phénoliques, telle que l'eau de gazomètre peut être plus élevée que prévu si la méthode d'analyse chimique employée sous-estime les concentrations de crésols et xylénols présentes.

(59) Les phénols étudiés dans les eaux naturelles comprennent la plupart des phénols monohydratés provenant de déchets phénoliques, mais peuvent exclure une partie des crésols (notamment l'isomère p) et les xylénols et inclure d'autres composés phénoliques (par. 5). On a noté la présence de salmonidés dans les eaux naturelles ayant une teneur en phénols d'environ 1 mg/l, bien que ces poissons aient succombé (dans le même cours d'eau) à une concentration de 3 mg/l (par. 33). On a enregistré la présence de chevesnes, de goujons et de barbeaux dans les eaux où la concentration des phénols atteignait 4,4 mg/l (par. 34), mais il y a eu aussi de fréquentes destructions de poissons associées à des concentrations comprises entre 3 et 5 mg/l ou plus. Malheureusement, il n'est pas possible de préciser ce que ces concentrations représentent en termes de phénols, de crésols, de xylénols et d'autres substances, et par conséquent on ne peut utiliser ces observations pratiques pour confirmer les résultats obtenus lors des expériences de laboratoire décrites ici.

(60) Il n'y a aucun indice sérieux attestant que le poisson évite les faibles concentrations de phénol dans les tests de laboratoire (par. 39 à 41); les réactions d'évitement signalées sur le terrain pourraient provenir de la réaction du poisson soit à des composants des déchets phénoliques, soit à un faible taux d'oxygène dissous, voire aux deux facteurs.

(61) Certains phénols ne modifient la saveur du poisson qu'à des concentrations relativement élevées, mais d'autres constituants des déchets phénoliques et les phénols chlorés altèrent la chair du poisson à des concentrations extrêmement faibles, ce qui peut expliquer la présence de saveurs désagréables dans le poisson de rivière qui contient ces déchets et où les concentrations de phénols totaux (déterminées par analyse) dépassent 0,02 mg/l (par. 45).

(62) Les invertébrés aquatiques étudiés en laboratoire sont plus résistants que le poisson à l'empoisonnement par le phénol (par. 48 à 52), mais on manque de renseignements sur la résistance des organismes caractéristiques des rivières à truites. Toutefois, certaines observations de terrain montrent qu'il existe des communautés d'invertébrés abondantes et diversifiées là où la concentration des phénols n'excède pas 1,5 mg/l (par. 48).

6. CRITERES PROVISOIRES DE LA QUALITE DES EAUX

(63) Bien que l'on dispose de données considérables sur la toxicité des phénols monohydratés pour le poisson dans les conditions de laboratoire, peu d'observations pratiques permettent de confirmer ces données. L'une des principales difficultés provient des techniques d'analyse, car on peut sous-estimer les concentrations des crésols et des xylénols dans les cours d'eau. C'est pourquoi seuls ont été établis des critères provisoires qu'il faudra peut-être modifier à la lumière de l'expérience, notamment lorsque l'on disposera de données plus complètes sur les effets de la température. Ces critères sont exprimés sous forme de concentrations maximales qui ne devraient pas être dépassées. Il convient de signaler que, par suite des fluctuations naturelles de la qualité de l'eau observées dans les cours d'eau pendant un certain laps de temps, la concentration moyenne diminuera jusqu'à un niveau qui dépendra des circonstances locales.

(64) Salmonidés. Pour assurer la survie à long terme des salmonidés en présence de déchets phénoliques, la concentration du phénol, des crésols et des xylénols, seuls ou combinés, ne devrait pas excéder 1,0 mg/litre. Lorsque le xylénol 2,5 est le principal constituant, la concentration ne devrait pas dépasser 0,5 mg/litre. Quand la température est inférieure à 5°C, les concentrations devront peut-être être diminuées de moitié si l'on veut assurer la survie du poisson. En présence d'autres poisons, il faudra tenir dûment compte de leur toxicité propre, notamment dans le cas du chlore libre.

(65) Poissons communs. Selon les données de laboratoire, les poissons communs résistent mieux que les salmonidés aux phénols; en conséquence, la concentration de phénol, de crésol ou de xylénol, seuls ou combinés, ne devrait pas excéder 2,0 mg/l, à condition que l'oxydation de ces substances ne provoque pas un abaissement néfaste de la teneur de l'eau en oxygène dissous. Faute de données concernant l'influence de la température sur la toxicité des phénols pour les poissons communs, il est proposé d'adopter également pour ces espèces, la réduction de concentration de 50 pour cent prévue pour les salmonidés aux températures inférieures à 5°C. Lorsque d'autres poisons sont présents, on tiendra dûment compte de leur toxicité propre, notamment dans le cas du chlore libre.

(66) Pêcheries commerciales. Aucun résultat de laboratoire ne permet de préciser quelles sont les concentrations de phénol et de crésols qui, bien que sans danger pour les poissons, provoquent une altération de leur chair, mais la concentration des xylénols ne devrait pas excéder 0,5 mg/l (par. 45). Les autres substances phénoliques, notamment les chlorophénols, sont connues pour provoquer l'altération de la chair du poisson à de très faibles concentrations; elles n'entrent pas véritablement dans le cadre du présent rapport mais, selon certains renseignements, il semble qu'elles devraient être exclues des eaux qui alimentent des pêcheries commerciales.

7. REFERENCES

- Adams, B.A., The lethal effect of various chemicals on Cyclops and Daphnia. Water Water
1927 Eng., 29:361-4
- Albersmeyer, W. et L. von Erichsen, Untersuchungen zur Wirkung von Teerbestandteilen in
1959 Abwässern. Mitteilungen 1-7. Z.Fisch., 8(1/3):29-66
- Anderson, B.G., et al., The evaluation of aquatic invertebrates as assay organisms for
1948 the determination of the toxicity of industrial wastes. Final Rep.Inst.Proj.,
(51)
- Andres, A.G. et T.H. Kurazhovskaia, Gistopatologicheskie izmeneniia u leshcha (Abramis
1969 brama) pri ostrom otravlenii fenolom v eksperimentie. Tr.Biol.Inst.Vodokhran.
SSSR, 19(20):73-86
- Bach, H., Phenolschwund im Wasser. Gesundheitsingenieur, 52:796
1929
- Bandt, H.J., Fischereischaden durch Phenolabwässer. Wasserwirtsch.Wassertech., 5:290-4
1955
- _____, Phenolabwässer und Abwasserphenole, ihre Entstehung, Schadwirkung und
1958 abwassertechnische Behandlung. Eine monographische Studie. Wiss. Abhandlg.,
33 Berlin, Akademie-Verlag. 36 p.
- Beer, W.D., Über den Einfluss des Phenolgehaltes des Pleisseewassers auf die Mikrobiobewelt.
1954 Wasserwirtsch.Wassertech., 4:125-31
- Blackburn, W.H., L. Barker et J.R. Catchpole, An investigation into the composition of
1954 ammoniacal liquor. 1. Continuous vertical retort liquor. Gas Counc.Res.
Communic., (G C 17):47 p.
- Boetius, J., Foul taste of fish and oysters caused by chlorophenol. Medd.Dan.Fisk.
1954 Havunders., 1(4):1-8
- _____, Fiskeforgiftninger forasaget af kemiske stoffer fra industri og landbrug.
1962 Fiskeriundersøgelser 1961. Skr.Dan.Fisk.-og Havunders., 22:71-8

- Bringmann, G. et R. Kühn, Wasser-toxikologische Untersuchungen an Bakterien, Algen, und
1959 Kleinkrebsen. Gesundheitsingenieur, 80:115-20
- _____, Wasser-toxikologische Untersuchungen mit Protozoen als Test. Organismen.
1959a Gesundheitsingenieur, 80:239-42
- Brodie, B., J. Gillett et B. LaDu, Enzymatic metabolism of drugs and other foreign
1958 compounds. Ann.Rev.Biochem., 27:427-54
- Brown, V.M. et R.A. Dalton, The acute lethal toxicity to rainbow trout of mixtures of
1970 copper, phenol, zinc and nickel. J.Fish.Biol., 2:211-6
- Brown, V.M., D.H.M. Jordan et B.A. Tiller, The effect of temperature on the acute toxicity
1967 of phenol to rainbow trout in hard water. Water Res., 1:587-94
- _____, The acute toxicity to rainbow trout of fluctuating concentrations and
1969 mixtures of ammonia, phenol, and zinc. J.Fish.Biol., 1:1-9
- Brown, V.M., D.G. Shurben et J.K. Fawell, The acute toxicity of phenol to rainbow trout
1967 in saline waters. Water Res., 1:683-5
- Brown, V.M., D.G. Shurben et D. Shaw, Studies on water quality and the absence of fish
1970 from some polluted English rivers. Water Res., 4:363-82
- Bruun, A.F., Afsluttende Beretning vedrorende undersogelse af og Afvaargelse af ulemperne
1948 fra Sugensasanlaeg. Acad. tekn. Vid. Beretning, 9
- Bucksteeg, W., H. Thiele et K. Stöltzel, Die Beeinflussung von Fischen durch Giftstoffe
1955 aus Abwässern. Vom Wasser, 22:194-211
- Cairns, J., The relationship of body size of the bluegill sunfish to the acute toxicity of
1956 some common chemicals. Philadelphia Academy of Science
- Dowden, B.F. et H.J. Bennett, Toxicity of selected chemicals to certain animals. J.Water
1965 Pollut.Control Fed., 37:1308-16
- Ebeling, C., Versuche über die Wirkung phenolhaltiger Abwässer in Zusammenhang mit
1940 Rheinuntersuchungen auf der Strecke von Mainz bis Emmerich in den Jahren 1935-
1937. Vom Wasser, 14:81-91
- Ellis, M.M., Detection and measurement of stream pollution. Bull.U.S.Bur.Fish., 48(22):
1937 365-437
- Embody, D. et al., The effect of cresol on brook trout Salvelinus pontinalis. Trans.Am.
1940 Fish.Soc., 70:304
- Emery, R.M., The comparative acute toxicity of cresol to two benthic crustaceans. Water
1970 Res., 4:485-91
- Flerov, B.A., Vlianie subtoksicheskikh koncentracii fenola na seksualnoe povedenie Lebistes
1969 reticulatus (P). Tr.Inst.Biol.Vodokhran.SSSR, 19(22):66-9
- Folin, O. et W.J. Denis, A colorimetric method for the determination of phenols (and
1915 phenol derivatives) in urine. J.Biol.Chem., 22:305-8

- Greven, U., Untersuchungenmethoden zur Feststellung der Einwirkung von Abwässern auf Tiere
1953 und Pflanzen. Limnol. Schrreihe, Gewäss., u. Abwäss., Pt. 3, 46-60
- _____, Die Wirkung von Karbolsäure auf den Schlammröhrenwurm (Tubifex tubifex).
1956 Arch.Hydrobiol., 52:278-86
- Halsband, E. et I. Halsband, Untersuchungen über die Störungsschwellen im Stoffwechsel
1954 der Fische und Fischnährtiere nach einwirkung verschiedener Abwassergifte.
Arch.Fischereiwiss., (3/4):120-32
- _____, Veränderungen des Blutbildes von Fischen infolge toxischer Schaden. Arch.
1963 Fischereiwiss., 14(1-2):68-84
- Hasler, A. et W. Wisby, Use of fish for the olfactory assay of pollutants (phenols) in
1949 water. Trans.Am.Fish.Soc., 79:64-70
- Herbert, D.W.M., The toxicity to rainbow trout of spent still liquors from the distilla-
1962 tion of coal. Ann.Appl.Biol., 50:755-77
- Herbert, D.W.M. et J.M. Vandyke, The toxicity of fish to mixtures of poisons. 2. Copper-
1967 ammonia and zinc-phenol mixtures. Ann.Appl.Biol., 53:415-21
- Herbert, D.W.M., D.H.M. Jordan et R. Lloyd, A study of some fishless rivers in the
1965 industrial Midlands. J. Proc.Inst.Sewage Purif., 1965:569-82
- Hoak, R.D., The causes of taste and odours in drinking water. Proc.Ind.Waste Conf.Purdue
1956 Univ.(Eng.Ext.Ser.), 11(91):229-41
- Hoar, W.S. et D.J. Randall, Fish physiology. Londres, Academic Press
1969
- Holland, G.A. et al., Toxic effects of organic and inorganic pollutants on young salmon
1960 and trout. Res.Bull.Wash.Dep.Fish., (5):278 p.
- International Union of Pure and Applied Chemistry, Nomenclature of organic chemistry,
1965 Section C. Londres, Butterworths, 260 p.
- Ishio, S., Behaviour of fish exposed to toxic substances. Adv.Water Pollut.Res., 2(1):
1965 19-40
- Jones, J.R.E., The reactions of the minnow Phoxinus phoxinus (L), to solutions of phenol,
1951 ortho-cresol and para-cresol. J.Exp.Biol., 28:261-70
- Kalabina, M.M., Der Phenolzerfall in Fließ- und Staugewässern. Z.Fisch., 33:295-317
1935
- Kariya, T., S. Eto et S. Ogasawara, Studies on the post-mortem identification of the
1968 pollutant in fish killed by water pollution. 8. On acute poisoning with
phenol. Bull.Jap.Soc.Sci.Fish., 34:764-9
- Klinke, H.R., Der Phenolgehalt des Wassers in seiner Auswirkung auf den Fischorganismus.
1965 Arch.Fischerewiss., 16:1-16
- Krishnaswami, S.K. et E.E. Kupchanko, Relationship between odour of petroleum refinery
1969 waste water and occurrence of "oily" taste-flavour in rainbow trout (Salmo
gairdneri). J.Water Pollut.Control Fed., 41:189-96

- Krombach, H. et J. Barthel, Investigation of a small watercourse accidentally polluted by phenol compounds. Adv. Water Pollut. Res., 1962, 1
- Lammering, M.W. et N.C. Burbank, The toxicity of phenol, o-chlorophenol, and o-nitrophenol to bluegill sunfish. Proc. Ind. Waste Conf. Purdue Univ. (Eng. Ext. Ser.), 1960, 15(106): 541-55
- Lebedinski, N.V. et V.L. Pomarzanskia, Nekotopie danyie o kronicheskom deistvi raznykh koncentracii fenola na karpa. Sanitarnaia gidrobiologia i vodnaia toksikologia. Materialy XIV konferencii po izucheniu vnutrennykh vodoemov Pribaltikii. Institututa Biologicheskoi, A.N. Latviiskoi SSR. Vol. 2:81-5
- Leclerc, E. et F. Devlaminck, Etude toxicologique de quelques substances généralement présentes dans les effluents d'usines à gaz. Bull. Cent. Belge Doc. Eaux, (8): 1950, 483-5
- Liepolt, R., Abwässer vergiften Fische in der Müritz. Oesterr. Wasserwirtsch., 1953, 5(3):56
- Lloyd, R., Effect of dissolved-oxygen concentrations on the toxicity of several poisons to rainbow trout (Salmo gairdneri Richardson). J. Exp. Biol., 1961, 38:447-55
- Lloyd, R. et D.H.M. Jordan, Predicted and observed toxicities of several sewage effluents to rainbow trout. J. Inst. Sewage Purif., 1963(2):167-73
- _____, Predicted and observed toxicities of several sewage effluents to rainbow trout: a further study. J. Proc. Inst. Sewage Purif., 1964:183-6
- Lüdemann, D., Die Verunreinigung der Berliner Gewässer und ihre Auswirkung. Gesundheitsingenieur, 1954, 75(15/16): 260-2
- Lukanenko, V.I., Fish toxicology. Moskva, Izd. Pishchevaia promishlennost, 1967
- Lukanenko, V.I. et B.A. Flerov, Zavisimost dinamiki toksicheskogo procese ot koncentracii pri fenoluom otravlenii karasci. Sub Materialy po gidrobiologii i biologii volzshih vodohranilishch. Moskva, Izd-vo Akad. Nauk, SSSR
- _____, Sravnitelnoe izuchenie rezistentnost; dvuh vozrastnykh grup raduznoi foreli (Salmo irid. Gibb) k'toksicheskomu dieistviu fenola. Tr. Inst. Biol. Vodokhran. SSSR, 1966, 10(13):235-99
- _____, Experimentalnyi analiz haraktera zavisimosti toksikoresistentnosti raduznoi foreli ot vozrasta i vesa tela na modele fenolnoi intoksikacii. Vopr. Iktiolog., 1966a, 6(2):275-81
- Mackiel, R.R., W.R. Joudorf et B.B. Brodie, Fed. Proc. Fed. Am. Soc. Exp. Biol., 1958, 17:570 (ref. Brodie et al., 1958)
- Malacea, I., Untersuchungen über die Gewöhnung der Fische an hohe Konzentrationen toxischer Substanzen. Arch. Hydrobiol., 1968, 65:74-95

- Malacea, I., V. Cure et L. Weiner, Actiunea toxică a titreiului si fenolului asupra unor
1967 organisme acvatiche. Stud.Protect.Epurapea Apelor, 5:351-97
- Mann, H., Zur Frage der Geschmackbeeinflussung bei Fischen. Fischwirt, 1:164-5
1951
- _____, Über Geschmackbeeinflussung bei Fischen. Fischwirt, 3:330-4
1953
- _____, Die Überstragung des Phenolgeschmacks bei Verfütterung von Weissfischen an
1960 Forellen und Geflügel. Fischwirt, 10:259-62
- _____, Untersuchungen Über die Halterung von Aalen. Arch.Fischereiwiss., 11:145-51
1960a
- _____, Die Förderung der Geschmacksbeeinflussung bei Fischen durch Detergentien.
1962 Fischwirt, 12:237-40
- Matay, V.E., Vlianie suotoksicheskih koncentracii fenola na skorost vyrabarki grupovyh
1969 ustovnyhrefleksov u Lebistes reticulatus (P). Tr.Inst.Biol.Vodokhran.SSSR,
19(22): 62-5
- Mikriakov, V.R. Vlianie fenola na kolichestvo belka v sivorotke krovi karpov (Cyprinus
1969 carpio L) v usloviak hronicheskogo eksperimenta. Tr.Inst.Biol.Vodokhran.SSSR,
19(22):70-2
- Mitrović, V.V., Uticaj fenolnih otpadnih voda no makroinvertebrata dna reke Pestan. (Les
1963 effets des eaux résiduaires phénoliques sur les macro-invertébrés de fond de
la rivière Péstan) Thèse, Zagreb
- Mitrović, V.V. et al., Some pathological effects of sub-acute and acute poisoning of rain-
1968 bow trout by phenol in hard water. Water Res., 2:249-54
- Mosevich, H.A. et al., Fenolnie i stognyie vody ih vlianie na ryb i vodoemy i normirovanie
1952 ih sbrosa. Izv.Vses.Nauchno-issled.Inst.Ozern.Rybn.Khoz., 31
- Müller, H., Die Wirkung der Abwassereinleitungen auf den Fischbestand der fliessender und
1962 stehenden Gewässer in der DDR. Wissenschaft.Z.Karl Marx Univ., Leipz., 11:
153-7
- Müller, H. et K. Anwand, Fischsterben in der Deutschen Demokratischen Republik wahrend
1967 des Abflussjahres 1966. Dt.Fischwirtschaftztg., 14:361-4
- Nolte, E., Phenol bestimmung im Flusswasser. Chem.Ztg., 57:654
1933
- Ochynski, F.W., The absorptiometric determination of phenol. Analyst, Lond., 85:278-81
1960
- Patrick, R., J. Cairns Jr. et A. Scheier, The relative sensitivity of diatoms, snails,
1968 and fish to twenty common constituents of industrial wastes. Prog.Fish.Cult.,
30:137-40
- Pickering, P.H. et C. Henderson, Acute toxicity of some important petrochemicals to fish.
1966 J.Water Pollut.Control Fed., 38:149-29

- Reichenbach-Klinke, H.H., Phenol content in water and its effect on the fish organism.
1965 FischWiss., (16):1-16
- Schulze, E., Zur geschmacklichen Beeinflussungen von Fischen durch Phenolhaltige
1961 Abwasser. Int.Rev.Gesamten Hydrobiol.Hydrogr., 46:84-90
- Shelford, V.E., An experimental study of the effects of gas wastes upon fishes with
1917 special reference to stream pollution. Bull.Ill.State Lab.Nat.Hist., (11):
381-412
- Sollmann, T., Correlation of the aquarium goldfish toxicities of some phenols, quinones,
1949 and other benzene derivatives with their inhibition of auto-oxidative
reactions. J.Gen.Physiol., 32:671-9
- Sommerfelt, R.C. et W.M. Lewis, Repulsion of green sunfish by certain chemicals.
1967 J.Water Pollut.Control Fed., 39:2030-8
- Southgate, B.A., F.T.K. Pentelow et R. Bassindale, The toxicity to trout of potassium
1933 cyanide and p-cresol in water containing different concentrations of dissolved
oxygen. Biochem.J., 27:983-5
- Sprague, J.B. et E. Drury, Avoidance reactions of salmonid fish to representative
1969 pollutants. Adv.Water Pollut.Res., 4:169-79
- Stepanov, B.C. et B.A. Flerov, Vlianie subtoksicheskikh koncentracii fenola na kolichestvo
1969 i kachestvo potomstva u Lebistes reticulatus (P). Tr.Inst.Biol.Vodokhran.,
SSSR, 19(22):60-1
- Symons, G. et R. Simpson, Report on fish destruction in the Niagara River in 1937.
1938 Trans.Am.Fish.Soc., 68:246-55
- Thaysen, A.C. et F.T.K. Pentelow, The origin of earthy or muddy taint in fish. 2. The
1936 effect on fish of the taint produced by an odoriferous species of actinomyces.
Ann.Appl.Biol., 23:105-9
- UK, Ministry of Technology, Water pollution research, 1967. Londres, HMSO, p. 63
1968
- _____, Water pollution research, 1968. Londres, HMSO, pp. 65-6
1969
- _____, Water pollution research, 1970. Londres, HMSO, p. 59
1971
- UK, Ministry of Transport and Ministry of Agriculture, Joint Committee on damage to
1930 fisheries. Detailed biological and chemical reports on tar used for road
surfacing. Londres, HMSO, 171 p.
- Veselov, E.A., Toksicheskie deistvie fenolov na rybi vodnyh bezpozvonochnyh.
1957 (Rybohozaistvennaia toksikologia fenolov). Uch.Zap.Petrozavodsk.Univ., 7:3
- Volodin, V.M., V.I. Lukanenko et B.A. Flerov, Dinamika izuchenia ustoichivosti ryb
1965 k'fenolu na rannyh etapah ontogeneza. Vopr.Gidrobiol.Izd.nauka
- _____, Sravnitelnaia karakteristika ustoichivosti ryb k'fenolu na rannyh etapah
1966 ontogeneza. Tr.Inst.Biol.Vodokhran..SSSR, 10(13):300-10

- Waluga, D., Zmiany anatomo-histologiczne u leszcza pod wpływem fenolu. Phenol effects on
1966 the anatomico-histopathological changes in bream (Abramis brama L.). Acta
Hydrobiol., 8:55-78
- _____, Zmiany we krwi obwodowej leszczy pod wpływem fenolu. Phenol-induced
1966a changes in the peripheral blood of the bream (Abramis brama L.). Acta
Hydrobiol., 8:87-95
- Weigelt, C., O. Saare et L. Schwab, Die schädigung der Fischerei und Fischzucht durch
1885 Industrie- und Hausabwasser. Arch.Hyg., 3
- Wuhrmann, K. et H. Woker, Beitrage zur Toxicologie der Fische. 5. Die Giftigkeit von
1950 Phenol für verschiedene Fischarten. Schweiz.Z.Hydrol., 12:271-87

Documents publiés dans la présente série

- EIFAC/T1 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures (1964).
- EIFAC/T2 Maladies des poissons. Notes présentées à la troisième session de la CECPI par J. Heyl, H. Mann, C.J. Rasmussen et A. van der Struik (Autriche, 1964).
- EIFAC/T3 Alimentation dans l'élevage de la truite et du saumon. Communications présentées à un symposium, quatrième session de la CECPI (Belgrade, 1966).
- EIFAC/T4 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures (1968).
- EIFAC/T5 Organisation de l'administration des pêches intérieures en Europe, par Jean-Louis Gaudet (Rome, 1968).
- EIFAC/T6 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur la température de l'eau et les pêches intérieures basé essentiellement sur la documentation slave (1968).
- EIFAC/T7 Evaluation économique de la pêche sportive dans les eaux continentales, par Ingemar Norling (Suède, 1968).
- EIFAC/T8 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Références bibliographiques sur les effets de la température de l'eau sur le poisson (1969).
- EIFAC/T9 Récents développements dans la nutrition de la carpe et de la truite. Communications présentées à un symposium, cinquième session de la CECPI (Rome, 1968).
- EIFAC/T10 Etude comparée des mesures législatives et administratives régissant les échanges internationaux de poissons vivants et d'œufs de poisson, par F.B. Zenny, Service de législation de la FAO (Rome, 1969).
- EIFAC/T11 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur l'ammoniac et les pêches intérieures (Rome, 1970).
- CECPI/T12 Aliments du saumon et de la truite et leur distribution (1973).
- EIFAC/T13 Eléments de la théorie de détermination de l'âge des poissons d'après les écailles. Le problème de validité (1971).
- EIFAC/T14 Consultation de la CECPI sur les engins et techniques de pêche à l'anguille (Rome, 1971).
- CECPI/T15 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens: rapport sur les phénols monohydratés et les pêches intérieures (1973).
- EIFAC/T16 Symposium sur la nature et l'étendue des problèmes de pollution des eaux affectant les pêches continentales en Europe. Synthèse des rapports nationaux (1972).
- CECPI/T17 Rapport du symposium sur les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et la lutte contre celles-ci, organisé par la FAO/CECPI avec le soutien de l'OIE (Rome, 1973).
- CECPI/T17 Suppl. 1 Les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et en Amérique du Nord: examen de mesures nationales et internationales sur la lutte contre ces maladies, par P.E. Thompson, W.A. Dill et G. Moore (1973).
- EIFAC/T17 Suppl. 2 Symposium sur les principales maladies transmissibles des poissons en Europe et la lutte contre celles-ci: exposés des groupes et communications apparentées (1973).
- CECPI/T18 Le rôle instrumental de l'administration dans la lutte contre la pollution des eaux, par G.K. Moore (Rome, 1973).
- CECPI/T19 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens: rapport sur l'oxygène dissous et les pêches intérieures (Rome, 1973).
- CECPI/T20 Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens: rapport sur le chlore et les poissons d'eau douce (1973).

