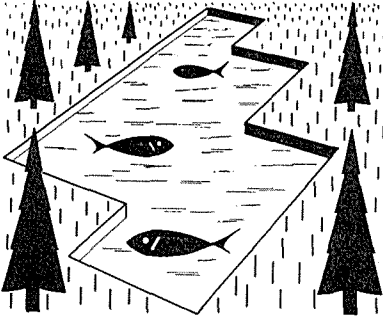


FISHERIES BRANCH LIBRARY
FIDI NF 220 52174



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

Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures

préparé par

**Le Groupe de travail de la CECPI sur les critères de qualité des eaux
pour les poissons d'eau douce européens**



COMMISSION EUROPÉENNE CONSULTATIVE POUR LES PÊCHES DANS LES EAUX INTÉRIEURES
ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE
Rome, 1968

PRÉPARATION DE CE DOCUMENT

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) et complété lors de la cinquième réunion du Groupe de travail à Londres, du 23 au 24 octobre 1967.

Le rapport est publié dans cette série où a été publié également le premier rapport du Groupe de travail: Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures, EIFAC tech. Pap., (Fr.) (1): 27 p., 1964. Il est également publié en anglais sous la référence EIFAC tech. Pap., (4), 24 p., 1968.

Références bibliographiques et résumé

Groupe de travail de la CECPI sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens (1968), Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures. EIFAC tech. Pap., (4): 26 p., 1968.

Ce document est le deuxième d'une série de rapports 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) par le Groupe de travail sur les critères de qualité des eaux. L'historique de ce projet est décrit et les raisons motivant l'établissement de critères de qualité des eaux pour les poissons sont expliquées. Vient ensuite un examen des publications sur les incidences des pH acides et sur les incidences des pH alcalins. Des critères provisoires de qualité des eaux sont suggérés, ainsi que l'objet des recherches ultérieures.

Rome, mars 1968

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

Rapport sur les valeurs extrêmes du pHet les pêches intérieures

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

SOMMAIRE

	<u>Page</u>
RESUME	iii
AVANT-PROPOS	v
1. INTRODUCTION	1
2. EXAMEN DE LA DOCUMENTATION SUR LES INCIDENCES DES pH ACIDES	2
Action mortelle directe:	
2.1 Données de laboratoire	2
<u>Variables affectant le seuil de mortalité</u>	2
(a) Concentration d'anhydride carbonique libre	
(b) Indice total de crudité de l'eau	
(c) Taille et âge du poisson	
(d) pH d'acclimatation	
(e) Autres facteurs	3
<u>Récapitulation des données sur la toxicité</u>	3
(a) Salmonidés	
(b) Autres espèces	
2.2 Observations en milieu naturel	4
(a) Populations naturelles	
(b) Mortalité massive de poissons	5

2.3	Mode de toxicité	6
2.4	Réactions d'évitement	6
2.5	Incidences sur la croissance	7
2.6	Incidences sur l'apport de nourriture	
2.7	Toxicité des autres poisons	8
3.	EXAMEN DE LA DOCUMENTATION SUR LES INCIDENCES DES pH ALCALINS	9
	Action mortelle directe:	
3.1	Données de laboratoire	9
	<u>Variables affectant le seuil de mortalité</u>	9
	(a) Incidences de la taille	
	(b) Seuils d'acclimatation	
	(c) Concentration d'oxygène dissous	
	(d) Autres facteurs	10
	<u>Récapitulation des données relatives à la toxicité</u>	10
	(a) Salmonidés	
	(b) Autres espèces	
3.2	Observations en milieu naturel	11
	(a) Mortalité massive de poissons	
	(b) Populations naturelles	
3.3	Mode de toxicité	
3.4	Réactions d'évitement	
3.5	Incidences sur la croissance	12
3.6	Incidences sur l'apport de nourriture	
3.7	Toxicité des autres poisons	
4.	CONCLUSIONS	12
4.1	Critères provisoires de la qualité des eaux	
4.2	Objet des recherches ultérieures	13
	TABLEAU	14
	REFERENCES	15

RESUME

Il importe d'examiner l'acidité ou l'alcalinité de l'eau en vue d'établir les critères de qualité des eaux applicables aux pêches intérieures européennes. Une échelle dite normale des pH favorise la pêche. L'auteur a, par conséquent, été amené à effectuer une étude critique des données, publiées ou non, relatives aux incidences directes et indirectes des pH extrêmes sur le poisson, l'accent étant mis sur les espèces européennes. Il ressort de cette étude que les données existantes ne sont pas suffisamment complètes pour que l'on puisse établir, en matière de pH, des critères précis pour chaque espèce de poisson importante, compte tenu des différentes conditions de milieu. L'auteur est toutefois d'avis que l'état des connaissances suffit à établir les conclusions suivantes:

Il n'existe pas d'échelle précise à l'intérieur de laquelle un type donné de pêcherie ne court aucun danger et au-delà de laquelle ce danger existe. On assisterait plutôt à une dégradation progressive, à mesure que le pH s'éloigne de la gamme normale. La gamme des pH qui ne sont pas directement mortels pour le poisson va de 5 à 9; toutefois, la variation des pH à l'intérieur de cette échelle affecte sensiblement la toxicité de divers agents polluants communs; une augmentation de l'acidité ou de l'alcalinité peut augmenter la toxicité de ces poisons. En outre, un déversement acide est susceptible de libérer suffisamment d'anhydride carbonique (par décomposition des bicarbonates dans l'eau) pour que celui-ci devienne directement toxique ou qu'il rende mortels les pH entre 5,0 et 6,0.

Pour les pH inférieurs à 5,0 il convient de s'attendre à des mortalités massives. Certaines espèces peuvent cependant s'acclimater jusqu'à pH 3,7. Toutefois, la productivité du système écologique aquatique est sensiblement réduite en deçà de pH 5,0, ce qui entraîne une diminution du rendement de la pêcherie. Certaines eaux acides contiennent de l'hydroxide ferrique précipité, lui aussi susceptible d'entraîner la mort.

On sait relativement peu de chose sur les effets des déversements alcalins dans une pêcherie: cela pourrait signifier que le problème est moins important. Il ressort des données de laboratoire que les pH entre 9,0 et 10,0 présentent un danger possible pour certaines espèces de poissons et que les indices supérieurs à 10 sont mortels pour les autres espèces. Toutefois, les pH élevés liés à une intense activité de photosynthèse des plantes aquatiques, s'accompagnant notamment de températures élevées et d'une sursaturation des gaz dissous pourraient également contribuer dans une certaine mesure à la mortalité du poisson. Il est par conséquent difficile d'établir une corrélation qui ne se fonderait que sur des données de laboratoire relatives au pH.

Les données dont nous disposons ne permettent pas d'établir des critères, fussent-ils généraux, pour les autres aspects de ce problème: réaction consistant à éviter certaines zones à pH extrême, croissance du poisson ou résistance à la maladie, par exemple. Les recherches encore nécessaires ont été signalées dans le présent rapport.

En même temps, la Commission a choisi le sujet de ses rapports futurs pour être préparés par le Groupe de Travail comme suit ^{3/}:

- Température de l'eau (y compris l'examen de l'effet de déversements d'eau chaude)
- Oxygène dissous et anhydrique carbonique libre
- pH
- Substances toxiques comprenant les métaux lourds, les phénols et pesticides, et herbicides.

En outre, la Commission a suggéré de porter attention au sujet des effluents agissant en combinaison (synergie) pour produire des effets nuisibles aux pêches.

La Quatrième Session de la Commission, Belgrade, 1966, après avoir étudié le premier texte du rapport faisant un examen critique de la documentation sur les effets de la température de l'eau sur la vie aquatique, a accordé priorité à la préparation du rapport des critères de qualité des eaux en pH et en oxygène dissous. En ce qui concerne ce dernier, il a été mentionné que ce travail serait long et coûteux, et nécessiterait l'aide d'experts hautement qualifiés ^{4/}, mais qu'il devrait être préparé aussitôt que des fonds suffisants seraient disponibles pour engager un consultant à temps plein.

Les experts suivants ont été désignés comme Membres du Groupe de Travail de la CECPI sur les critères de qualité des eaux pour la préparation du rapport sur les critères de qualité des eaux en pH:

M. J.S. Alabaster	(Royaume-Uni),	<u>Organisateur du Groupe</u>
Dr. Torsten B. Hasselrot	(Suède)	
M. A.V. Holden	(Royaume-Uni)	
M. R. Lloyd	(Royaume-Uni)	
Prof. R. Marchetti	(Italie)	
Prof. H. Reichenbach-Klinke	(Rép.Féd. d'Allemagne)	
Dr. Tadeusz Backiel	(Pologne),	Consultant de la FAO
<u>Secrétariat de la FAO:</u>		
	M. William A. Dill	- Secrétaire de la CECPI
	M. Jean-L. Gaudet	- Secrétaire-adjoint de la CECPI

Le Groupe de Travail, ainsi qu'il l'avait fait pour la préparation du premier rapport, a tout d'abord convenu que:

"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 étrangers ou que ces poissons soient amenés à désertter une partie du cours 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 aussi être considérés si ces organismes jouent un rôle important."

^{3/} Rapport de la CECPI, Troisième Session, 1964, page 27

^{4/} Rapport de la CECPI, Quatrième Session, 1966, page 28

La préparation du présent rapport sur les valeurs extrêmes du pH et les pêches intérieures a été en grande partie l'oeuvre de M. R. Lloyd qui a préparé le manuscrit initial, lequel a été discuté et complété par les autres Membres du Groupe de Travail, ainsi que par quelques experts extra-européens, notamment:

Dr. Peter Doudoroff, Oregon State University (E-U.)

Dr. William A. Spoor, University of Cincinnati (E-U.)

Dr. André Coche, expert PNUD à Chilanga, Lusaka, Zambia.

Ce rapport sera présenté à la Cinquième Session de la CECPI qui se tiendra à Rome du 20 au 24 mai 1968.

1. INTRODUCTION

- (1) Le pH de l'eau d'une rivière ou d'un lac étant facile à mesurer de manière assez précise sur les lieux, de nombreuses mesures de ce genre ont été effectuées et leurs résultats ont été utilisés pour décrire le caractère général de l'eau. Dans une étude américaine portant sur 409 essais, Ellis (1937) a déterminé que le pH des eaux riches en poissons varie entre 6,3 et 9, la majorité des cours d'eau ayant un pH de 6,7 à 8,6. Cette échelle des pH peut tomber en deçà de la limite inférieure du fait du déversement direct d'effluents acides ou en conséquence du débordement des tourbières à la suite de fortes chutes de pluie ou de l'assèchement d'une mine. Les rivières et les lacs peuvent être alcalinisés par le déversement direct des eaux vannes ou par suite d'une activité intense de photosynthèse des plantes aquatiques.
- (2) Au cours des 18 dernières années, des études ont été effectuées sur les incidences des acides et des bases sur la vie aquatique par Doudoroff et Katz (1950), Vivier (1954), Marchetti (1962), Jones (1964) ainsi que par McKee et Woolf (1963). Dans sa détermination des critères de qualité des eaux en matière de pH, ORSANCO (1955) a signalé que des poissons ont été observés à tous les pH entre 4 et 10 mais que le seuil de sécurité va de 5 à 9 et que la productivité est maximum pour des valeurs échelonnées entre 6,5 et 8,5. Ces critères ont été largement diffusés et les seuils de sécurité ont été admis et adoptés. On n'est toutefois pas certain si l'absence de poissons, notée en cours d'expériences en milieu naturel en eaux acides, ou la présence d'une population réduite dépend de facteurs qui n'ont pas été mesurés, comme la concentration en ions-hydrogène ou de tout autre phénomène accessoire, tel l'insuffisance d'éléments nutritifs chimiques ou la présence de métaux lourds. De même, le dépérissement des poissons, observé dans les eaux alcalines pourrait avoir été lié à des facteurs autres que la concentration en ions-hydroxyle.
- (3) Il apparaît que la qualité de l'eau ne peut pas être déterminée par un seul critère de pollution à l'exclusion de tout autre facteur ou variation du milieu. Toutes les différences constatées dans la composition chimique de l'eau et dans la sensibilité de diverses espèces de poissons sont susceptibles de modifier la potentialité du risque que présente une concentration donnée de poison. La présente étude a pour effet de passer en revue la littérature existant dans le domaine de l'incidence des valeurs extrêmes du pH sur le poisson en vue de déterminer quels critères doivent être retenus et quelles recherches ultérieures sont nécessaires. Seules les incidences directes ou indirectes sur le poisson de la présence d'ions-hydrogène ou hydroxyle ont été examinées. Abstraction a été faite des études relatives aux effets des acides acétique, benzoïque, chromique ou tannique, dont l'anion peut être toxique, ou à ceux des bases, comme l'ammoniaque dont la molécule non dissociée est toxique. Une exception a été faite pour les eaux dont le faible pH est lié à la présence d'acide humique provenant de la tourbe. Toutefois, la toxicité de ces solutions peut en général être rapprochée de celle des milieux dont le pH a été abaissé par l'addition d'acides minéraux. Aux fins de cette étude, les acides humiques seront censés avoir une faible toxicité anionique.
- (4) Une place particulière a été faite à la littérature relative aux espèces de poisson existant en Europe. Toutefois, on s'est également référé à d'autres espèces chaque fois que cela ajoutait quelque chose au point en cours d'examen. Il nous semble que l'essentiel, et peut-être même l'ensemble, des documents importants publiés sur cette question et relatifs aux eaux européennes a été examiné aux fins de la présente étude. Certaines références ont été exclues pour insuffisance de données, ainsi lorsque le pH de l'eau n'a été mesuré en milieu naturel qu'après la mort du poisson. Il convient de noter que les méthodes de détermination du pH ont fait l'objet de progrès considérables au cours des 30 dernières années.

2. EXAMEN DE LA DOCUMENTATION SUR LES INCIDENCES DES pH ACIDES

Action mortelle directe;

2.1 Données de laboratoire

Variables affectant le seuil de mortalité

(a) Concentration d'anhydride carbonique libre

(5) Le déversement des eaux vannes acides dans de l'eau alcaline du fait de la présence de bicarbonate produit de l'anhydride carbonique libre. Si l'eau est dure, l'anhydride carbonique libéré pourra être toxique aux poissons sans que le pH tombe à un niveau normalement considéré comme mortel (Doudoroff et Katz, 1950). Dans les eaux bien aérées, le seuil toxique de l'anhydride carbonique libre dépasse généralement 100 ppm pour la truite arc-en-ciel (Salmo gairdnerii) (Alabaster, Herbert et Hemens, 1957). Toutefois, Lloyd et Jordan (1964) ont déterminé que des valeurs nettement inférieures peuvent réduire sensiblement le temps de survie des poissons à l'intérieur d'une gamme de faibles pH qui ne seraient pas mortels en temps normal. L'eau contenant 10 ppm ou moins d'anhydride carbonique libre, avec un pH moyen de 4,5, était mortelle pour des truitelles après 15 jours d'exposition; lorsque la teneur en anhydride carbonique libre dépassait 20 ppm le pH mortel moyen passait à 5,7; cette augmentation de la toxicité n'apparaissait qu'après une exposition d'un jour aux conditions expérimentales. Il en ressort que l'interprétation de certaines données publiées devient difficile lorsque la quantité d'anhydride carbonique libre présente en cours d'expérience n'est pas donnée ou ne peut être calculée.

(b) Indice total de cruidité de l'eau

(6) On a montré que le temps de survie de la truite arc-en-ciel pour un pH rapidement mortel diminue à raison de la baisse de la calcicité de l'eau, mais que les doses mortelles moyennes après 4 jours d'exposition sont 4,18, 4,22 et 4,25 pour de l'eau présentant respectivement un indice de cruidité de 320,40 et 12 ppm de CaCO_3 (Lloyd et Jordan, 1964); aux fins de comparaison des données publiées sur les doses mortelles, ces variations ne revêtent par conséquent qu'une importance limitée.

(c) Taille et âge du poisson

(7) Au cours d'expériences sur des poissons-soleil (Lepomis macrochirus) de différentes tailles, Cairns et Scheier (1958) ont déterminé que le pH mortel moyen après 4 jours est 3,6, 3,6 et 3,5 pour des poissons d'une longueur moyenne et 3,9, 6,7 et 14,2 cm respectivement. Lloyd et Jordan (1964) n'ont trouvé aucune corrélation entre la sensibilité et la taille des truites arc-en-ciel, quel que soit leur âge, alors qu'un lien positif existe entre l'âge et la sensibilité; le temps de survie de poissons de 16 mois est triple de celui des spécimens de 4 mois, bien que l'augmentation de résistance, en termes de variation du seuil mortel du pH, soit de l'ordre de 0,3 pH.

(d) pH d'acclimatation

(8) On avait affirmé dans le passé que le poisson ne pouvait survivre à de brusques variations du pH; toutefois, Brown et Jewell (1926) et Wiebe (1931) ont montré que certaines espèces résistantes de poisson d'Amérique du Nord ont survécu à des transferts brusques d'une eau à une autre, à pH très différents mais normaux. Lloyd et Jordan (1964) n'ont décelé aucune différence de sensibilité pour des lots de truites arc-en-ciel acclimatés à des pH de 8,40, 7,50 et 6,55 et exposés à des doses acides mortelles. Il semblerait que pour la comparaison des résultats des essais de toxicité on puisse faire abstraction du pH d'acclimatation tant que l'on est dans la gamme normale; toutefois il serait prématuré d'en déduire que le poisson ne saurait s'acclimater lentement à une réduction progressive du pH de l'eau jusqu'au seuil normalement considéré comme mortel.

(e) Autres facteurs

(9) On ne dispose d'aucune donnée sûre concernant l'effet des faibles concentrations d'oxygène dissous ou la température des pH acides mortels.

Récapitulation des données sur la toxicité(a) Salmonidés

(10) Bishair (1961) a établi que pour les saumoneaux de l'Atlantique (Salmo salar) ainsi que pour les truites de mer et saumonées brunes (Salmo trutta), le pH était mortel entre 5,8 et 6,2 pour des essais portant sur 2 jours; toutefois, l'eau ayant été acidifiée à l'anhydride carbonique libre, on ne peut déterminer avec précision si la toxicité est liée principalement à l'anhydride carbonique dissous ou à la concentration d'ions-hydrogène. Dahl K. (1927) a déterminé en utilisant de l'eau acidifiée avec de la tourbe, que pour les larves de truites portant le sac embryonnaire natatoire, la mort survenait dans les 20 jours dans 80 pour cent des cas lorsque le pH était de 4,7 à 5,4 et pour 10 pour cent des cas pour des pH de 5,1 à 5,7. Les saumons au même stade sont morts après 12 jours dans des solutions d'eau de tourbière ayant atteint un indice pH moyen de 4,5; en outre, des truitelles brunes d'un an, prélevées dans une rivière légèrement acide (pH 5,85) et douce sont mortes au bout de 12 à 14 heures à des pH de 3,3, alors qu'elles ont survécu pendant 7 jours à des pH de 4,1 (M. Grande, comm.pers.). Lloyd et Jordan (1964), utilisant de l'acide chlorhydrique ont déterminé que dans l'eau à faible teneur d'anhydride carbonique, le pH mortel moyen était de 4,5 pour des truitelles arc-en-ciel exposées pendant 15 jours. Il semblerait par conséquent que les truites brunes soient plus résistantes que les truites arc-en-ciel et que, même si l'on fait abstraction de leur taille supérieure, il se pourrait que ces dernières soient acclimatées dans une certaine mesure au milieu acide. Carter (1964), utilisant un appareil à flux continu, acidifiant à 50 pour cent de l'eau de mer, par apport d'acide chlorhydrique ou sulfurique a déterminé que le temps moyen de survie des truitelles brunes à des pH moyens de 4,5 et 4,6 dans des eaux non aérées a été de 61 et 42 heures respectivement. Il se pourrait toutefois que la teneur d'anhydride carbonique libre ait atteint 20 ppm au cours de l'expérience; dans ce cas, les résultats concorderaient avec ceux de Lloyd et Jordan (1964) sur les truites arc-en-ciel.

(11) Grande M. (comm.pers.) a déterminé que le taux d'incubation des oeufs de saumon dans l'eau acidifiée à 4,59 par addition d'acide sulfurique a atteint 96 pour cent et 48 pour cent seulement pour un pH de 4,34; en outre 50 pour cent seulement des oeufs fécondés de truite brune ont été incubés dans de l'eau dont le pH avait été porté à 4,77 par addition de tourbe. Aucune mortalité n'a été observée sur des oeufs ou alevins de truites (espèces non indiquées) exposés à de l'eau, acidifiée à l'acide chlorhydrique et dont le pH variait entre 4 et 5 (Krishna, 1953) alors qu'une certaine mortalité se manifestait pour un pH inférieur à 4; toutefois, ni la durée de l'expérience, ni la concentration en anhydride carbonique n'ont été données.

(b) Autres espèces

(12) Utilisant de l'eau douce acidifiée à l'acide nitrique, Carpenter (1927) a montré que le temps de survie des vairons (Phoxinus phoxinus) était de 28 heures avec un pH de 5, et qu'un pH de 5,2 ne produisait aucun effet au bout de 3 jours. Dans des conditions similaires, mais en utilisant de l'acide chlorhydrique, des épinoches (Gasterosteus aculeatus) ont survécu pendant quelque 5½ jours à un pH de 4,8 et l'on n'a constaté aucune différence pendant 10 jours avec un lot-témoin exposé à un pH de 5,0 (Jones, 1939). Toutefois, la mortalité des témoins présente des variantes par rapport à ces résultats et le véritable seuil mortel du pH pourrait être légèrement inférieur.

(13) Encore qu'on établit que le temps de survie des gardons (Rutilus rutilus) est inférieur à celui de la truite arc-en-ciel dans des solutions à pH variant entre 3,0 et 4,1 (Lloyd et Jordan, 1964) le seuil mortel moyen en 8 jours est le même pour les 2 espèces: 4,2 jours. Ellis (1937) a déterminé que, pour des poissons rouges (Carassius auratus) immergés pendant

96 heures, le seuil mortel moyen du pH est de 4,0 dans l'eau crue contenant de l'acide sulfurique, 4,3 dans l'eau douce et 4,5 pour l'eau crue contenant de l'acide chlorhydrique; il n'est pas certain que ces variations soient significatives, d'autant plus que la concentration d'anhydride carbonique libre n'a pas pu être déterminée. On a admis qu'un pH de 4,5 avec de l'acide sulfurique, était nuisible pour les poissons rouges au bout de 15 jours. Lewis et Peters (1956) ont trouvé que la carpe commune (Cyprinus carpio) de 3,5 cm mourait au bout de 4 heures dans de l'eau à pH 4,9. La teneur en oxygène dissous était faible (2,4 ppm) et la technique expérimentale pourrait avoir conduit à une forte teneur en anhydride carbonique libre et en précipité frais d'hydrate ferrique. Briuchanova (1937) signale un seuil du pH de 5,0 pour la carpe commune contre un seuil de 4,0 pour les carassins (Carassius carassius).

(14) Volodin (1960) a montré que la résistance à l'eau acide des embryons de lotte (Lota lota) varie suivant leur degré de développement. Celui-ci n'est possible qu'à l'intérieur d'une gamme très restreinte de pH. La sensibilité maximum est observée au stade de la segmentation de l'embryon; le seuil critique minimum du pH était de 6,0 alors qu'aux stades ultérieurs de développement, le seuil descendait à 5,0. Dyk et Lucky (1956) ont déterminé que la durée de motilité du sperme de carpe était réduite dans de l'eau dont le pH a été abaissé à 6,5 par acidification à la tourbe; Elster et Mann (1950) ont démontré une réduction de la motilité du sperme de carpe à un pH de 4,5; des valeurs inférieures du pH se sont révélées mortelles.

2.2 Observations en milieu naturel

(a) Populations naturelles

(15) On a trouvé des populations naturelles de truites brunes dans des eaux au pH extrêmement faible de 4,5 (Menziès, 1927) et 4,9 (Campbell, 1961). Creaser (1930) a trouvé des truites orientales de ruisseau (Salvelinus fontinalis) dans des eaux au pH de 4,1. Encore que des poissons adultes puissent tolérer ces indices extrêmes, une étude du Norsk Institutt for Vannforskning (Grande, M. comm.pers.) montre qu'en Norvège les salmonidés sont absents des eaux dont le pH tombe en deçà de la gamme de 4,6 à 4,8; cela pourrait être lié à la sensibilité des oeufs et alevins à ces indices (par. 11).

(16) Vallin (1953) rapporte que l'eau du lac Blamisus (Suède septentrionale) a un pH de 2,8 à 3,1 et une teneur de 6 à 7 ppm Fe. en superficie. La faune et la flore sont médiocres et on n'y trouve pas de poissons. Ce lac se déverse dans le lac Sladen où le pH atteint 3,7 à 3,8 alors que la teneur en fer est de 0,3 à 1,2 ppm Fe.; la faune et la flore légèrement plus abondantes incluent des gardons, des perches (Perca fluviatilis) et des brochets (Esox lucius) ainsi que des brèmes (Abramis brama) pendant la période du frêt. Toutefois, au printemps, le pH tombe à 3,5 ou 3,7 et certaines morts massives locales de gardons ont été observées. Ces gardons peuvent évidemment survivre à des pH inférieurs aux seuils mortels déterminés au cours d'expériences de laboratoire (par. 13) et une certaine acclimatation pourrait avoir eu lieu à la longue. Ryhanen (1961) rapporte que dans le lac Sysmajarvi (Finlande) le pH s'échelonne, en été, entre 3,5, à l'embouchure d'un courant acide, et 4,6, avec une vaste zone intermédiaire où le pH varie entre 4,2 et 4,4. On y a trouvé des brèmes, des perches, des gardons et des brochets mais seul le brochet était capable de se reproduire dans la vaste zone où le pH s'établit entre 4,2 et 4,4. Aucun alevin de brème, de perche ou de gardon de moins d'un an n'était présent et les poissons adultes provenaient sans doute des cours d'eaux plus alcalins qui alimentent le lac. Dyk (1940) affirme que la tanche (Tinca tinca) supporte des pH de 3,6 à 3,8 sans en être affectée après 2 semaines, alors que les carpes en souffrent.

(17) Ces observations en milieu naturel semblent indiquer que certaines espèces de poisson peuvent s'acclimater à des pH inférieurs à ceux que les expériences de laboratoire donnent pour mortels.

(b) Mortalité massive de poissons

(18) La mortalité massive du poisson peut être attribuée à deux types principaux de pollution acide. De fortes chutes de pluie peuvent faire déborder les tourbières ou les puits de mine, produisant un afflux soudain d'eau acide, ou bien des déversements acides d'origine industrielle peuvent temporairement abaisser le pH de l'eau en deçà du niveau mortel. Dans les deux cas le pH n'est en général mesuré qu'après la mort du poisson et les valeurs établies peuvent ne présenter qu'un rapport lointain avec les pH ayant effectivement entraîné la mort.

(19) En outre, les observations sont compliquées du fait que les déversements acides peuvent contenir en suspension des quantités considérables de sulfate de fer qui, par hydrolyse à des pH voisins de 3,0 forment de l'hydroxyde ferrique (Dahl, J., 1963), processus qui pourrait être accéléré par la présence d'espèces de Thiobacillus (Fjerdingstad, 1958 - Dahl, J., 1963). Des gardons tués dans ce type d'eau présentaient un dépôt brun dans les oues (Vallin, 1953). Schiemenz (1937) remarque que les pH inférieures à 5,4 sont dangereux pour la carpe commune et la tanche, alors que l'eau à forte teneur de fer est dangereuse à pH 5,4. Haupt (1932) montre que des carpes d'un an meurent dans les 5 jours lorsque l'eau, de pH 4,3 à 4,4 contient entre 1,2 et 10,5 ppm Fe. Larsen et Olsen (1948) ont constaté qu'une mortalité massive s'est produite dans un alevinier à truites où l'eau avait un pH de 6,2 à 7,0 et une teneur en fer de 1,5 à 20 ppm Fe.; le pH de l'eau étant supérieur au seuil mortel, la mort a été attribuée à la précipitation d'hydroxyde ferrique sur les oues. Dans des expériences de laboratoire, Jones (1939) a déterminé que la toxicité des solutions de chlorure ferrique dans de l'eau douce pouvait être expliquée par le faible pH, et concluait que la toxicité des sels ferriques est très faible. Il suffit cependant d'1 ppm Fe. pour que l'on atteigne le seuil de 5,0 avec l'eau utilisée; il se pourrait que la concentration ait été trop faible pour produire une action toxique en cas de précipitation. Lorsque le poisson est tué par de l'hydroxyde ferrique en suspension, les concentrations jugées mortelles sont plus faibles que celles qui ont été déterminées pour les éléments inertes en suspension (EIFAC 1964) encore que la présence d'un précipité sur les oues du poisson mort n'implique pas nécessairement qu'il soit la cause principale de la mort. Lewis et Peters (1956) ont trouvé en se fondant sur des essais portant sur des poissons-soleil verts (Lepomis cyanellus) et des "bass" à large bouche (Micropterus salmoides) que les fortes concentrations d'hydroxyde ferrique précipité (jusqu'à 27 ppm Fe.) n'affectent en rien le poisson dans des eaux acides dont le pH, au cours d'essais de 2 à 3 jours, a varié entre 3,7 et 4,7. Il n'existe pas, à notre connaissance, d'expériences de laboratoire contrôlées relatives à la toxicité des suspensions d'hydroxyde de fer pour le poisson.

(20) Surber (1935) a déterminé que 35 pour cent des truites arc-en-ciel n'ont pas survécu à leur transfert d'une eau à pH 7,1 à une eau douce de vivier à pH 5,4. Lloyd et Jordan (1964) signalent que cette eau était probablement riche en anhydride carbonique libre (environ 40 ppm) et que le taux de mortalité correspond aux prévisions qui pourraient être établies sur la base de leurs données de laboratoire; il s'ensuit que la mortalité n'est pas due seulement aux variations du pH.

(21) Vallin (1962) rapporte que lors de la pollution de la rivière Murrumsan (Suède méridionale) (pH 6,0) par une augmentation des déversements d'une usine de pâte à papier, le pH était tombé entre 4,0 et 4,5 et l'on a noté une mortalité massive des tanches, des gardons et des brèmes; par contre, les perches et les brochets s'étaient montrés plus résistants. La neutralisation des effluents à la chaux avait ramené le pH au-delà de 5,0, ce qui a permis d'éviter de nouvelles morts massives de poisson. Il semblerait par conséquent que la cause directe ou indirecte de la mort doive être attribuée à la concentration de l'eau en ions-hydrogène.

(22) Lorsque les données sur la toxicité ne sont pas compliquées par la présence de sels ferriques, les morts massives de poisson concordent assez bien avec les résultats des essais de laboratoire.

2.3 Mode de toxicité

(23) De nombreux auteurs ont attribué la toxicité des ions-hydrogène sur les poissons rouges soit à des précipitations de mucus sur l'épithélium des ouïes entraînant la mort par suffocation, soit à des précipitations de protéines à l'intérieur des cellules épithéliales (Ellis, 1937 - Westfall, 1945). Kuhn et Koecke (1956) utilisant des solutions d'acides chlorhydrique et sulfurique dans de l'eau distillée, ont déterminé qu'une exposition des poissons rouges pendant une heure à un pH de 4,0 provoque la destruction complète de l'épithélium des ouïes; cette dégénérescence est d'autant plus rapide qu'il avait été admis que ce pH constituait le seuil de tolérance moyen pour une exposition de 96 heures (Ellis, 1937).

(24) Lloyd et Jordan (1964) ne constatent ni dommage tissulaire aux ouïes ni mucus précipité chez les truites arc-en-ciel mortes après exposition pendant 7h 1/2 à une solution à pH 3,4. Dahl K. (1927) avait trouvé que du saumon maintenu à des pH de 4,7 à 5,4 (80 pour cent des spécimens étaient morts en 17 jours) pouvait survivre après transfert dans de l'eau non polluée (pH 6,4). Pour Lloyd et Jordan (1964), des truites arc-en-ciel trouvées ventre en l'air au bout de 24 heures dans une solution de pH 3,8 ont repris vigueur après transfert dans de l'eau non polluée à pH 8,2. Il semblerait par conséquent que l'exposition des salmonidés à des solutions acides pendant une période trop brève pour entraîner la mort ne cause pas de dommage permanent. L'indice acide du sang veineux des truites arc-en-ciel tuées par de l'eau très acide (pH 3,15) était inférieur de 0,2 unité pH à celui d'échantillons témoins maintenus dans de l'eau à faible teneur en anhydride carbonique libre et inférieur de 0,55 unité pH à celui de poissons morts dans de l'eau à pH 4,50 contenant 50 ppm d'anhydride carbonique libre (Lloyd et Jordan, 1964). Les auteurs sont d'avis que la mort des truites arc-en-ciel est causée par acidémie.

(25) Les informations sur les effets sub-mortels de l'ion-hydrogène sont peu nombreuses. Neess (1949) souligne que les carpes évoluant dans un milieu à pH 5,5 deviennent hypersensibles aux bactéries; on admet couramment en pisciculture que les faibles pH augmentent les taux de morbidité. Il se pourrait que des poissons affaiblis par des valeurs acides du pH soient plus sujets aux maladies, mais à notre connaissance aucune expérience de laboratoire contrôlée ne corrobore cette théorie. Les observations en milieu naturel ne permettent pas toujours d'isoler les incidences du pH des autres influences du milieu, parfois importantes, comme par exemple la crudité de l'eau.

(26) Le cycle de vie de certaines ichtyoparasites est affecté par l'indice pH. Les Ichthyophthirus peuvent se reproduire normalement entre 7,2 et 8,7 et ne peuvent s'attacher au poisson hôte que pour des pH entre 5,5 et 10,1. Par contre, Costria necatrix et Chilodonella ne peuvent se reproduire qu'en milieu acide (Baner, 1959). Frost (1939) n'a pu déterminer aucune différence entre les effets des parasites des populations naturelles de truites vivant dans de l'eau dont le pH était 5,6 ou entre 7,8 et 8,0.

2.4 Réactions d'évitement

(27) Différents auteurs ont mesuré chez certains poissons la faculté de détecter et d'éviter les pH acides en laboratoire. Dans certains essais, il est difficile de déterminer si le poisson détecte les variations de la concentration en ions-hydrogène ou celles du taux d'anhydride carbonique libre.

(28) Jones (1948) a déterminé que les épinoches cherchent effectivement à éviter des eaux acides à pH inférieur à 5,4; c'est-à-dire proche du seuil mortel de 4,8 à 5,0 et ont des réactions vaguement négatives à pH 5,8 lorsqu'elles ont la possibilité de choisir une eau à pH 6,8. Ishio (1965) signale que les carpes et les poissons rouges évitent les pH entre 5,5 et 7,0 et préfèrent les indices acides de 8,4 et 7,2 respectivement. Høglund (1961) fait le départ entre les effets de l'anhydride carbonique libre et ceux de la concentration en ions-hydrogène et montre que le gardon a tendance à éviter des pH inférieurs à 5,6; pour les saumoneaux, la valeur correspondante est 5,3.

(29) Höglund a déterminé en outre que les pH de 5,6 à 10,5 et de 5,3 à 7,4 au moins, n'affectent pas la direction choisie par les gardons et les saumoneaux. Brown et Jewell (1926) travaillant sur les populations de poisson d'un lac acide (pH 6,4 et 6,6) et d'un lac alcalin (pH 8,4 à 8,6) ont montré que dans un réservoir gradué permettant de choisir entre ces deux types d'eau, le poisson du lac acide préfère l'eau acide et celui du lac alcalin choisit l'eau alcaline. On n'a toutefois pas établi si le poisson réagissait au seul pH.

(30) Discutant la communication d'Ishio (1965), Doudoroff a remis en question la signification écologique d'expériences au cours desquelles la poisson a été soumis à des variations considérables de concentrations de différentes substances; il est d'avis que les réactions en milieu naturel, où les variations de concentration s'échelonnent sur des distances ou des temps supérieurs, pourraient donner lieu à des conclusions différentes si l'on tient compte de la possibilité d'une adaptation à des conditions modifiées.

(31) On ne dispose pas de données précises sur les migrations du poisson vers des zones de concentration optimum en ions-hydrogène compte tenu des variations du milieu naturel. Le fait que différentes espèces de poisson aient été observées à des pH nettement inférieurs à 5,0 indique que les essais de laboratoire se bornent à démontrer la faculté qu'a le poisson de détecter les variations du pH de l'eau; il ne s'ensuit pas nécessairement que le poisson en milieu naturel évitera ces variations car il est soumis à d'autres stimuli peut-être plus puissants. Encore que l'on ait rapporté des mouvements dans le sens du courant lorsqu'un flux acide abaissait le pH de l'eau (Högbom, 1921 - Parsons, 1952), on ne dispose d'aucune information sur l'indice d'acclimatation ni sur le degré d'acidité nécessaire pour provoquer la migration.

2.5 Incidences sur la croissance

(32) On sait que la croissance du poisson en milieu acide est généralement inférieure à la croissance en milieu alcalin. On ne dispose d'aucune preuve permettant d'affirmer que le taux de croissance est à raison directe de la concentration en ions-hydrogène. Campbell (1961) n'a relevé aucune corrélation entre le pH et le taux de croissance de la truite brune dans neuf lacs à pH entre 4,9 et 8,4; il suggère que dans certains lacs acides à vastes aires de reproduction, les faibles taux de croissance sont dus à une densité de population en excès des ressources nutritives disponibles. Dans un lac acide sans aires de reproduction, le taux de croissance d'une faible population de truites implantées artificiellement était semblable à celui du poisson en eau alcaline. Des observations similaires ont été faites par Pentelov (1944). Des informations communiquées par le Ministère de l'Agriculture et des Pêcheries de l'Eire (Twoney, E., comm.pers.) indiquent que le taux de croissance de la truite brune dans les rivières et les lacs irlandais est généralement plus élevé encore que le taux maximum ait été observé dans un lac à pH 5,4.

(33) Briuchanova (1927) a déterminé que les carassins et la carpe commune semblent se nourrir normalement aux indices pH normaux mais que la croissance optimum de ces carpes correspond à des pH de 5,5 et 6,0 à 6,2 respectivement. En Allemagne du Nord, la croissance maximum des carpes a été constatée entre 6,8 et 7,5. La croissance est réduite en deçà de 6,0 compte tenu d'une diminution des ressources nutritives (Mann, H., comm.person). Parsons (1952) rapporte la "croissance stupéfiante" de poissons-soleil dans un étang à pH 4,5.

(34) Frost (1939) constate qu'un facteur autre que la quantité de nourriture disponible provoque la réduction du taux de croissance de truites dans les eaux supérieures acides de la rivière Liffey par rapport aux biiefs alcalins en aval. A notre connaissance, aucune expérience n'a permis de déterminer le taux de croissance de lots de poisson vivant dans des milieux à pH très différent et ayant ingéré la même quantité de nourriture.

2.6 Incidences sur l'apport de nourriture

(35) L'un des principaux facteurs de la productivité médiocre des eaux naturellement acides réside dans la concentration dans le système écologique des éléments nutritifs dissous en provenance de

drainages superficiels. On a estimé qu'en Belgique la productivité des étangs est triple dans les aires alcalines (pH 7,0 à 7,5) de celle des aires acides (pH 5,0 à 5,6); la productivité des rivières de la même région ne laisse pas apparaître de grosses différences (Huet 1941).

(36) Toutefois, de nombreuses références laissent penser que les faibles pH liés à la pollution affectent le cycle des éléments nutritifs dans le système écologique aquatique en provoquant une réduction du taux de décomposition des éléments organiques et en inhibant la fixation de l'azote (Neess, 1949 - ORSANCO, 1955). Harrison (1956) a constaté que la pollution acide causée par l'exploitation des mines d'or d'Afrique du Sud produit des conditions typiques des tourbières, avec importante accumulation de débris organiques non décomposés dans un cours d'eau au pH de 3,7 à 4,8. En pisciculture, il est fréquent d'ajouter du carbonate de chaux aux étangs dont l'eau ou le fond ont un pH trop faible.

(37) Certaines espèces d'invertébrés supportent des concentrations très élevées d'ions-hydrogène. Lackey (1938) a trouvé des espèces de *Gammarus* dans deux cours d'eau au pH de 2,2 et 3,2 respectivement, des larves de moustiques dans un cours d'eau à pH 2,3 et des larves de trichoptères à pH 2,4. Il signale que les espèces d'animaux ou de plantes existant dans les eaux à pH inférieur à 6,2 sont peu variées mais que de nombreux individus de quelques espèces peuvent exister dans des eaux fortement acides. Harrison (1956) a déterminé que les espèces communes aux eaux alcalines ou neutres peuvent être trouvées jusqu'à 4,0 mais qu'une faune et une flore spécialisées peuvent se développer entre 5,0 et 2,9 au moins. Robeck (1962) signale six genres de trichoptères dans des eaux à pH inférieur à 3,0. Ces indices sont bien inférieurs aux seuils mortels pour les poissons; il semblerait par conséquent que l'absence d'invertébrés ne constitue pas un facteur limitatif de l'existence des poissons dans les eaux acides. Les *Gammarus* sont fréquemment absents dans les cours d'eau acides, cela pourrait toutefois être lié principalement à une faible teneur en calcium, à la distribution de l'oxygène dissous ou à la vitesse du courant qu'à la concentration en ions-hydrogène (Huet 1941).

2.7 Toxicité des autres poisons

(38) La modification du pH de l'eau provoquée par le déversement d'effluents acides est susceptible d'influer sur la toxicité des autres poisons déjà présents et notamment ceux qui se composent d'une fraction ionisée et d'une fraction non ionisée, l'une d'entre elles étant particulièrement toxique. L'exemple classique est celui du cyanure de nickel, qui est 500 fois plus toxique à pH 7,0 qu'à pH 8,0 (Doudoroff, 1956) car le composé se dissocie en ions de cyanure et de nickel, une partie du cyanure entrant dans la composition du très toxique HCN non dissocié. Par contre, la toxicité de l'ammoniaque est environ 10 fois supérieure à pH 8,0 qu'à 7,0 (Wuhrmann et Woker, 1948). Autres substances affectées par le pH de l'eau: cyanure simple (Wuhrmann et Woker, 1948) et sulfate de soude (Longwell et Pentelow, 1935 - Bonn et Follis, 1967). Mount (1966) a démontré récemment que la toxicité du zinc pour les gardons à grosse tête (*Pimephales promelas*) diminue lorsque le pH passe de 8,6 à 6,0 (les valeurs moyennes mortelles en 4 jours étant pH 6,4 et 21,8 ppm Zn pour de l'eau d'une crudité moyenne de 100 ppm de CaCO₃); toutefois, on ne constate aucune réduction ultérieure de toxicité si le pH baisse jusqu'à 5,0. D'autres poisons sont plus ou moins toxiques suivant les variations du pH; nous ne pouvons les étudier ici.

(39) Certains poisons ne sont pas affectés par les modifications du pH à l'intérieur de l'échelle normale: ABS (Marchetti, 1966) et les phénols gazeo-liquides (Herbert, 1962).

(40) Le déversement d'acides dans de l'eau fortement alcaline par suite de sa teneur en bicarbonate libre de l'anhydride carbonique en concentration suffisante pour provoquer directement la mort des poissons, même lorsque le pH ne tombe pas à un niveau jugé dangereux (Doudoroff et Katz, 1950). Les concentrations sub-mortelles d'anhydride carbonique libre peuvent accroître la sensibilité du poisson aux faibles teneurs d'oxygène en dissolution (Alabaster, Herbert et Homens, 1957) lorsqu'il n'y a pas eu acclimatation préalable (Doudoroff et Warren, 1965). On ne sait si l'exposition à des doses élevées mais sub-mortelles d'anhydride carbonique libre augmente la sensibilité du poisson aux autres poisons en dissolution.

(41) Bien que l'on constate une assez bonne concordance des données de laboratoire et des observations en milieu naturel sur la mortalité massive du poisson, il est permis d'affirmer avec preuves à l'appui, que certaines populations de poissons supportent des pH inférieurs aux seuils mortels qui ont été admis. Il s'ensuit que ces conditions d'acidité ne font pas nécessairement l'objet de réactions actives d'évitement. Les poissons blancs (coarse fish) sont en général au moins aussi résistants à la pollution acide que les salmonidés; certaines espèces pourraient même être plus résistantes. Toutefois, un déversement acide chronique qui abaisse le pH d'une rivière ou d'un lac en deçà de 5,0 finira par réduire la productivité primaire et par conséquent les ressources nutritives; dans la mesure où il y a encore du poisson, on observera une réduction soit de son nombre soit de son taux de croissance. Le tableau I à la fin de la présente étude récapitule ces données et donne quelques détails.

(42) Les études dans ce domaine pourraient utilement être poursuivies. On est en présence de preuves contradictoires concernant les effets des sels de fer en eau acide sur les poissons; il semblerait que les sels de fer solubles ne soient pas dangereux mais que l'hydroxyde précipité soit plus toxique que les études relatives à d'autres solides en suspension ne pourraient le laisser supposer. Les informations sont rares sur le rapport existant entre le pH et la résistance des poissons aux maladies, ou sur leur taux de croissance ou encore sur le taux de conversion nourriture: poids.

3. EXAMEN DE LA DOCUMENTATION SUR LES INCIDENCES DES pH ALCALINS

Action mortelle directe:

3.1 Données de laboratoire

Variables affectant le seuil de mortalité

(a) Incidences de la taille

(43) Cairns et Scheier (1958) utilisant de l'hydroxyde de soude ont établi que, pour le poisson-soleil, le seuil moyen de tolérance à une immersion pendant 4 jours est 10,5, 10,5 et 9,9 pour les poissons d'une longueur moyenne de 3,9, 6,1 et 14,2 cm respectivement. La sensibilité croît à raison de la taille. Toutefois, Bandt (1936) affirme que les seuils de tolérance moyens sont supérieurs de 0,2 unité pH pour les gros poissons et Mantelman (1967) montre que la résistance de Coregonus peled et de la carpe commune augmente avec l'âge.

(b) Seuils d'acclimatation

(44) Jordan et Lloyd (1964) ont montré que si le seuil d'acclimatation n'affecte pas la résistance de la truite arc-en-ciel à des pH suffisamment élevés pour être mortels en quelques heures, les seuils moyens mortels en 24 heures sont 9,86, 9,91 et 10,13 pour des lots acclimatés à des pH de 6,55, 7,50 et 8,40 respectivement et que cette différence, pour faible qu'elle soit, présente une importance statistique.

(c) Concentration d'oxygène dissous

(45) On ne dispose pas de données précises concernant l'effet sur le poisson des pH élevés lorsque la concentration de l'oxygène dissous varie. Pourtant, cet élément pourrait présenter de l'importance du fait que les conditions alcalines liées à une intense activité de photosynthèse des plantes aquatiques s'accompagnent généralement de teneurs élevées en oxygène dissous. Wiebe (1931) a constaté que le poisson-soleil à branchies bleues semble souffrir et que certains spécimens meurent, dans le l'eau à pH 9,6 lorsque la teneur en oxygène est de 5 ppm mais ne semble pas affecté par un pH de 9,5 en présence de 10 ppm d'oxygène. Si la toxicité d'une solution alcaline est liée au pH de l'ensemble de la solution, l'augmentation de la teneur en oxygène dissous dans l'eau pourrait provoquer une concentration

accrue de l'anhydride carbonique rejeté à la surface des oufes (Lloyd, 1961) et par conséquent une diminution du pH à cet endroit. L'étendue de la variation du pH à la surface des oufes dépendrait aussi du pouvoir "tamponneur" de l'eau. Aucun de ces facteurs n'a fait l'objet d'expériences contrôlées.

(d) Autres facteurs

(46) On ne dispose d'aucune information sur les effets de la température, de la crudité de l'eau et de la toxicité des concentrations d'ions-hydroxyle.

Récapitulation des données relatives à la toxicité

(a) Salmonidés

(47) Dans des essais sur des blocs de béton comme source d'alcali, Bandt (1936) a déterminé que le seuil minimum de mortalité de la truite est à pH 9,2. Les valeurs établies par Jordan et Lloyd (1964) pour la truite arc-en-ciel sont légèrement supérieures (pH 9,5 pour une exposition de 15 jours); toutefois, l'écart entre ces deux résultats pourrait représenter la différence entre le seuil minimum qui n'a sans doute tué aucun poisson et les valeurs moyennes, qui ont tué 50 pour cent d'un lot. Sprague (1964) rapporte que 5 pour cent seulement d'un lot de 40 saumons de l'Atlantique d'un an sont morts au cours des six semaines passées dans de l'eau à pH de 9,5 après avoir traversé des conduites de ciment amianté. Carter (1964) a acclimaté des truites brunes à l'eau de mer ordinaire; il les a ensuite exposés à des solutions salines alcalines. Pour un pH de 9,6 le temps de survie était en moyenne de 20 heures alors que pour un pH de 9,5, le poisson a survécu pendant plus de 4 jours. Le temps de survie de ces poissons dans des solutions alcalines mortelles était nettement inférieur à celui des truites arc-en-ciel dans de l'eau douce à un pH comparable (Jordan et Lloyd, 1964). Rosseland (1956) rapporte qu'un effluent alcalin a été toxique pour de jeunes saumons et des truitelles brunes; un pH de 9,7 était mortel au bout d'un jour alors que pour un pH de 9,0, aucun spécimen n'était mort en 1 jour 1/2. Des expériences à long terme sur de jeunes spécimens de Coregonus peled ont démontré que les seuils supérieurs de sécurité s'établissaient entre 8,6 et 9,2 (Mantelman, 1967).

(48) Krishna (1953) a montré que des oeufs et des alevins de truite ne pouvaient survivre à pH 9,0. La durée d'exposition n'a toutefois pas été donnée.

(b) Autres espèces

(49) Bandt (1936) au cours d'expériences semblables à celles qui ont été décrites au paragraphe (47), a déterminé que le seuil mortel moyen s'établit à un pH minimum de 9,2 pour la perche, 10,4 pour le gardon, 10,8 pour la carpe, 10,7 pour le brochet et 10,8 pour la tanche. Jordan et Lloyd (1964) ont trouvé un seuil mortel moyen pour une exposition de 10 jours est de 10,15 pour le gardon, soit une valeur légèrement inférieure à celle de Bandt. Pour Mantelman (1967) la concentration maximum non toxique pour la carpe commune varie entre 9,2 et 9,6. Sanborn (1945), se servant d'hydroxyde de sodium, a établi que les poissons rouges meurent entre 3 et 20 heures dans de l'eau à pH 10,9 et peuvent survivre pendant plus de 7 jours à pH 10,4. Des expériences avec du carbonate de sodium et de l'hydroxyde de calcium ont donné des résultats similaires; il semblerait donc que ces cations n'affectent pas la toxicité des ions-hydroxyle. Rosseland (1956) a déterminé que la vairon (Phoxinus phoxinus) est légèrement plus sensible que la truite brune aux effluents alcalins décrits au paragraphe 47.

(50) Les oeufs de barbot ont été plus ou moins sensibles aux eaux alcalines suivant leur degré de développement, la sensibilité maximum correspondant à la segmentation embryonnaire. A ce stade, un pH de 8 a provoqué la mort de la moitié des oeufs (Volodin, 1960). La résistance augmente après ce stade; cependant l'incubation était encore retardée pour un pH de 9,0. La motilité du sperme de carpe commune était réduite lorsque le pH de l'eau était porté de 8,2 à 9,5 (Dyk et Lucky, 1956) et les pH dépassant 9,0 ont été jugés mortels (Elster et Mann, 1950).

3.2 Observations en milieu naturel

(a) Mortalité massive des poissons

(51) Dans les lacs et les rivières où une densité élevée des plantes (algues comprises) s'accompagne de fortes températures et d'un ensoleillement important une intense activité de photosynthèse peut élever considérablement le pH de l'eau pendant de brèves périodes. Ce phénomène est généralement suivi d'une baisse du pH pendant la nuit avec un minimum juste avant l'aube. Des variations diurnes ont ainsi été mesurées dans la rivière Tweed en 1956 (Lloyd et Jordan, 1964). Ces auteurs signalent que les effets nocifs de telles conditions sont provoqués par la durée pendant laquelle ces pH élevés se prolongent ainsi que par le maximum atteint. D'autres facteurs jouent, comme la température et la forte teneur en oxygène dissous accompagnant le pH élevé (cf. par. 45). D'autres éléments peuvent encore accroître la toxicité dans ces conditions: teneur en gaz dissous dans l'eau dépassant la pression atmosphérique, ce qui peut provoquer la maladie des "bulles gazeuses" (Doudoroff, 1957); concentration des sous-produits toxiques de la floraison de certaines algues.

(52) Dans ces conditions naturelles, les pH peuvent présenter de fortes variations diurnes; une analyse fréquent de l'eau s'impose donc en vue d'établir une corrélation entre le pH et la mortalité du poisson. Eicher (1946) rapporte que des truites arc-en-ciel sont mortes dans un lac dont l'eau avait atteint un indice alcalin de 10,2 alors que dans une rivière, un pH de 9,4 était toléré. Pour les raisons exposées ci-dessus, ces observations ne présentent pas de corrélation directe avec les données de laboratoire; toutefois, elles ne les infirment pas. Dahl, J. (1957) note une mortalité massive dans le lac Lyngby (Danemark) dont le pH avait atteint entre 10,3 à 10,6. Dans les lacs profonds, les pH élevés peuvent n'affecter que les eaux superficielles et le poisson est susceptible de survivre dans les régions profondes à pH plus faible. Une mortalité massive a affecté les sandres (Lucioperca lucioperca) du lac Ronninge (sud de Stockholm) en 1966 lorsque le pH de ses eaux est passé à des valeurs variant entre 8,4 et 9,5 (Hasselrot, T., comm.pers.); il semblerait toutefois que les toxines de la floraison concomitante des algues puissent avoir contribué à la mort des poissons.

(b) Populations naturelles

(53) Neess (1949), se référant à des carpes de l'étang de Wielenbach (Bavière méridionale), a affirmé que la production de poisson est restée élevée bien que le pH ait atteint 12; il s'agit là d'une alcalinité élevée peu commune si elle est liée à l'activité de photosynthèse et il conviendrait peut-être d'admettre qu'il y a eu erreur. Toutefois des pH proches de 10,0 y sont fréquemment constatés en été (Reichenbach-Klinke, H., comm.pers.).

(54) Un déversement alcalin dans le lac du Millstatt (Autriche) a porté son pH à 9,3 pendant 8 ans (Findenegg, 1962); on n'a constaté aucune variation de la productivité primaire encore que l'on ait pu observer des modifications qualitatives de la composition du plancton et de la population de poisson.

3.3 Mode de toxicité

(55) D'après plusieurs auteurs (Kuhn et Koecke, 1956 - Bandt, 1936 - Schäperclaus, 1956) l'un des effets toxiques des ions-hydroxyle consiste à détruire l'épithélium des ouïes et de la peau. Eicher (1946) rapporte que des truites moribondes à pH 10,2 (par. (52)) avaient les nageoires dorsales et caudales à vif et étaient aveugles; Ivasik (1965) note un phénomène analogue pour les carpes d'un étang à forte densité d'algues où le pH dépassait 9,0, mais il n'est pas sûr que ces symptômes doivent être directement rapportés au pH élevé.

3.4 Réactions d'évitement

(56) Jones (1948) a montré que les épinoches évitent les solutions d'hydroxyde de soude à pH dépassant 11,0; par contre, on n'a noté aucune réaction d'évitement pour les pH entre 7 et 11

lorsque le poisson avait le choix entre de l'eau de robinet à pH 6,8 et des solutions expérimentales. Il ressort des expériences d'Ishio (1965) que la carpe commune et le poisson rouge évitent les pH inférieurs, le seuil moyen de tolérance s'établissant à 9,30 et 8,64 respectivement. Toutefois, les commentaires de Doudoroff sur la communication d'Ishio (cf. par. 30) s'appliquent également, ici.

3.5 Incidences sur la croissance

(57) Nous n'avons pas connaissance d'informations relatives à l'incidence des pH élevés sur le taux de croissance du poisson.

3.6 Incidences sur l'apport de nourriture

(58) En dehors des observations de Findenegg (1962) sur le lac de Millstatt (cf. par. 54), on ne dispose d'aucune information relative à l'incidence des pH élevés sur les ressources nutritives.

3.7 Toxicité des autres poisons

(59) La section relative aux effets des faibles pH sur la toxicités des autres poisons s'applique ici, notamment pour ce qui est des cyanures et de l'ammoniaque dont la toxicité dépend du degré d'ionisation. Cela s'applique particulièrement à l'ammoniaque, dont la toxicité croît à raison directe de l'augmentation du pH. Bien que le zinc en solution puisse être précipité en carbonate alcalin lorsque le pH est lui-même alcalin, le précipité peut être extrêmement toxique pour les poissons s'il reste en suspension (Lloyd, 1960 - Herbert et Wakeford, 1964 - Mount 1966). On ne sait pas si d'autres métaux lourds deviennent toxiques lorsqu'ils sont précipités en carbonates alcalins.

(60) En somme, il apparaît que l'exposition chronique à des pH dépassant 10 est dangereuse pour toutes les espèces examinées, les salmonidés et certaines autres espèces étant affectées par des indices supérieures à 9,0, et que les critères de qualité peuvent jusqu'à nouvel ordre se fonder sur les données existantes. Compte tenu des effets possibles des fortes concentrations concomitantes d'oxygène dissous et de la possibilité d'une sursaturation de l'eau par des gaz dissous ou encore de la présence de sous-produits toxiques des algues, ou enfin d'une désoxygénation nocturne de l'eau, il est cependant, difficile d'établir une corrélation entre les données de laboratoire et les observations en milieu naturel sur les incidences de l'alcalinité en liaison avec l'activité de photosynthèse. Ce problème est assez sérieux pour justifier des recherches ultérieures; il conviendra cependant de prêter une attention accrue à la mesure de ces différents facteurs en milieu naturel tout en poursuivant les expériences de laboratoire appropriées.

4. CONCLUSIONS

4.1 Critères provisoires de la qualité des eaux

(61) Il devient de plus en plus évident qu'il n'est pas possible de donner, pour la plupart des agents polluants, un chiffre unique pour représenter le seuil au-delà duquel une situation aquatique donnée, qui était celle de la sécurité, devient dangereuse. Lorsque l'on tente d'établir des critères relatifs aux seuils de sécurité, il convient de tenir compte des incidences du milieu sur la toxicité de l'agent polluant et sur la sensibilité du poisson ainsi que des variations entre la sensibilité des différentes espèces de poisson et de la présence d'autres agents polluants.

(62) Les données relatives aux effets des pH extrêmes sur le poisson ne sont ni aussi complètes ni aussi précises qu'il le faudrait pour que l'on puisse formuler des critères précis; cependant, les informations contenues dans la présente étude permettent d'établir des prévisions générales concernant les incidences des déversements acides ou alcalins sur un type de

pêcherie donné. Ces effets sont récapitulés dans le tableau I; il convient de préciser que des révisions devront certainement intervenir à la lumière des expériences et recherches futures. Les données relatives aux réactions d'évitement n'ont pas été incluses ici du fait de la difficulté qu'il y a à établir une corrélation entre les données de laboratoire et les observations en milieu naturel; on ne trouvera pas non plus d'informations relatives à l'effet direct du pH sur la croissance. Pour ce qui est de l'échelle alcaline, faute de données quantitatives, on n'a pas tenu compte de l'incidence des fortes concentrations d'oxygène dissous sur la sensibilité du poisson. L'augmentation de résistance du poisson aux pH extrêmes avec l'âge a toutefois été prouvée.

4.2 Objet des recherches ultérieures

(63) Afin de définir avec davantage de précision les critères de qualité de l'eau, il faudra effectuer d'autres recherches de laboratoire sur la toxicité pour le poisson des eaux acides contenant des sels de fer ainsi que sur le taux de croissance du poisson en eau acide. Des études en milieu naturel sur la productivité des cours d'eau à pollution acide s'imposent également. En outre, des expériences de laboratoire pourraient devenir nécessaires concernant d'une part l'incidence des fortes concentrations d'oxygène dissous sur la résistance du poisson aux pH alcalins et d'autre part les facteurs connexes susceptibles de se produire en milieu naturel.

TABLEAU I. RECAPITULATION DE L'INCIDENCE DU pH SUR LE POISSON

Gamme des pH	Incidence
3,0 - 3,5	Il est peu probable que des poissons puissent survivre plus de quelques heures, encore que l'on puisse trouver quelques plantes et invertébrés à des indices inférieurs à ceux-ci.
3,5 - 4,0	Cet indice est mortel pour les salmonidés. Il est prouvé que le gardon, la tanche, la perche et le brochet peuvent survivre dans cette gamme, probablement après une période d'acclimatation à des niveaux légèrement supérieurs, non mortels. En tout état de cause, les valeurs minima de la présente échelle pourraient être mortelles pour le gardon.
4,0 - 4,5	Vraisemblablement nuisible aux salmonidés, à la tanche, à la brème, au gardon, au poisson rouge et à la carpe commune non acclimatés précédemment aux faibles pH; la résistance à ces pH augmente avec la taille et l'âge du poisson, qui peut s'acclimater à ces indices acides. De la perche, de la brème, du gardon et du brochet, ce dernier seul semble capable de se reproduire.
4,5 - 5,0	Danger potentiel pour les oeufs et les alevins des salmonidés; pendant de longues périodes, la persistance de ces pH sera nuisible à ces types de pêcheries. Peut être dangereuse pour la carpe commune.
5,0 - 6,0	Danger peu probable pour l'ensemble des espèces, sauf en présence de concentrations d'anhydride carbonique supérieures à 20 ppm, ou de sels de fer précipités en hydroxyde ferrique, dont la toxicité n'est pas connue avec précision.
6,0 - 6,5	Danger très peu probable pour l'ensemble des espèces, à moins que la teneur en anhydride carbonique libre n'excède 100 ppm.
6,5 - 9,0	Aucun danger pour le poisson, encore que la toxicité d'autres poisons puisse être affectée par des variations à l'intérieur de cette gamme.
9,0 - 9,5	Danger possible pour les salmonidés et la perche si cette alcalinité se prolonge.
9,5 - 10,0	Mortel pour les salmonidés au bout d'une certaine période; peut être supporté pendant de courtes périodes. Peut être nuisible au développement de certaines espèces.
10,0 - 10,5	Peut être supporté par le gardon et les salmonidés pendant un temps très bref. Mortel après une période prolongée.
10,5 - 11,0	Rapidement mortel pour les salmonidés. Exposition prolongée à la valeur supérieure mortelle pour la carpe, la tanche, le poisson rouge et le brochet.
11,0 - 11,5	Rapidement mortel pour toutes les espèces de poissons.

Les différentes espèces sont examinées compte tenu des informations disponibles. L'absence de référence à une espèce implique l'insuffisance de données en la matière.

REFERENCES

- Alabaster, J.S., D.W.M. Herbert, et J. Hemens. The survival of rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson) and perch (Perca fluviatilis L.) at various concentrations of dissolved oxygen and carbon dioxide. Ann.appl.Biol., 45:177-88
1957
- Bandt, H.J. Der für Fische "tödliche pH-Wert" in alkalischem Bereich. Z.Fisch., 34:359-61
1936
- Bauer, O.N. The ecology of parasites of freshwater fish. Izv.gozud.nauch.issled.Inst.oz.er. rech.ryb.Khoz., 49:3-215
1959
- Bishai, H.M. The effect of hydrogen ion concentration on the survival and distribution of larval and young fish. Z.wiss.Zool., 164:107-18
1960
- Bonn, E.W., et B.J. Follis. Effects of hydrogen sulphide on channel catfish (Ictalurus punctatus). Trans.Am.Fish.Soc., 96:31-6
1967
- Briuchanova, A.A. Vliinaie aktivnoi kislotnosti na pribavlenie viesa karasia i karpa v vodie s malym sodержaniem solez Ca i drugikh elektrolitov. Uchen.Zap.mosk.gos. Univ.(biol.), (9):17-30
1937
- Brown, H.W., et M.E. Jewell. Further studies on the fishes of an acid lake. Trans.Am. microsc.Soc., 45:20-34
1926
- Cairns, J. Jr., et A. Scheier. The relation of bluegill sunfish body size to tolerance for some common chemicals. Ind.Wastes, 3:126
1958
- Campbell, R.N. The growth of brown trout in acid and alkaline waters. Salm.Trout Mag., 161:47-52
1961
- Carpenter, K.E. The lethal action of soluble metallic salts on fishes. Br.J.exp.Biol., 4:378-90 - 90
1927
- Carter, L. Effects of acidic and alkaline effluents on fish in sea water. Eff.Wat. TreatmtJ., 4:484-6
1964
- CECPI. Groupe de Travail sur les critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Critères de qualité des eaux pour les poissons d'eau douce européens. Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures. EIFAC tech. Pap., (Fr.)(1):27 p.
1964
- Creaser, C.W. Relative importance of hydrogen-ion concentration, temperature, dissolved oxygen and carbon dioxide tension, on habitat selection by Brook trout. Ecology, 11:246-62
1930
- Dahl, J. Fiskedrabet i Lyngby sø. FerskvandsfiskBl., 55:216-20
1957
- _____, Transformation of iron and sulphur compounds in soil and its relation to Danish inland fisheries. Trans.Am.Fish.Soc., 92:260-4
1963

- Dahl, K. The effects of acid water on trout fry. Salm.Trout Mag., 46:35-43
1927
- Doudoroff, P. Some experiments on the toxicity of complex cyanides to fish. Sewage ind. Wastes, 28:1020-40
1956
- _____, In The Physiology of Fishes, by M.E. Brown. New York Academic Press Inc.,
1957 vol.2., pp.403-30
- Doudoroff, P., et M. Katz. Critical review of literature on the toxicity of industrial
1950 wastes and their components to fish. 1. Alkalis, acids and inorganic gases.
Sewage ind.Wastes, 22:1432-58
- Doudoroff, P., et C.E. Warren. Dissolved oxygen requirements of fishes. Biological
1965 problems in water pollution, 1962. Publ.HlthServ.Publs.Wash., (999-WP-25):
145-55
- Dyk, V. Ability of fish to resist fluctuations of pH value and to recover from damage by
1940 acidified water. Roč.čsl.Akad.zeměd., 15, 378
- Dyk, V., et L. Lucky. Pohyblivost spermií karpa za rozdílných teplot, kyslíkatosti pH a
1956 tvrdosti vody. Sb.čsl.Akad.zeměd.Věd.(E), 29
- Eicher, G.J. Lethal alkalinity for trout in waters of low salt content. J.Wildl.Mgmt,
1946 10:82-5
- Ellis, H.M. Detection and measurement of stream pollution. Bull.U.S.Dep.Commerce, (27)
1937
- Elster, H., et H. Mann. Experimentelle Beiträge zur Kenntnis der Physiologie der
1950 Befruchtung bei Fischen. Arch.FischWiss., 2:49-72
- Findenegg, I. Limnologische und fischereibiologische Untersuchungen an einem durch Abwasser
1962 alkalisierten Alpensee, dem Millstätter See in Kärnten. Z.Fisch., 11:115-27
- Fjerdingstad, E. Undersøgelse af Timå 1948-53. Et vandløb forurenat ved udløb af
1958 draeningsvand fra et brunkulsbrud. Dansk.IngForen., 12:1-52
- Frost, W.E. River Liffey Survey. 2. The food consumed by the Brown trout (Salmo trutta L.)
1939 in acid and alkaline waters. Proc.R.Ir.Acad.(B), 45(7):139-206
- Harrison, A.D. The effects of sulphuric acid pollution on the biology of streams in the
1956 Transvaal, South Africa. Verh.int.Verein.theor.angew.Limnol., 13:603-10
- Haupt, H. Fischsterben durch saures Wasser. Vom Wass., 6:261-2
1932
- Herbert, D.W.M. The toxicity to rainbow trout of spent still liquors from the distillation
1962 of coal. Ann.appl.Biol., 50:755-77
- Herbert, D.W.M., et A.C. Wakeford. The susceptibility of salmonid fish to poisons under
1964 estuarine conditions. 1. Zinc sulphate. Int.J.AirWat.Pollut., 8:251-6
- Högbom, A.G. Om vitriolbildning i naturen sasom orsak till massdöd av fisk i våra insjöar.
1921 Svensk FiskTidskr., 30:41-51

- Höglund, L.B. The reactions of fish in concentration gradients. Rep.Inst.Freshwat.Res.
1961 Drottningholm, 43:147 p.
- Huet, M. Esquisse hydrobiologique des eaux piscicoles de la Haute-Belgique. Trav.Stn.Rech.
1941 Groenendaal, (D) 2:47 p.
- Ishio, S. Behaviour of fish exposed to toxic substances. Proc.int.Conf.Wat.Pollut.Res.,
1965 pp.19-40
- Ivasik, V. Saranat zagiva ot prekomerno goljamata alkanost v ezernata voda. Ribno Stop.,
1965 4:13
- Jones, J.R.E. The relation between the electrolytic solution pressures of the metals and
1939 their toxicity to the stickleback (Gasterosteus aculeatus L.). J.exp.Biol.,
16:425-37
- _____, A further study of the reactions of fish to toxic solutions. J.exp.Biol.,
1948 25:22-34
- _____, Fish and river pollution. London, Butterworth and Co.
1964
- Jordan, D.H.M., et R. Lloyd. The resistance of rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson)
1964 and roach (Rutilus rutilus L.) to alkaline solutions. Int.J.AirWat.Pollut.,
8:405-9
- Krishna, D. Effect of changing pH on developing trout eggs and larvae. Nature, Lond.,
1953 171-434
- Kuhn, O., et H.U. Koecke. Histologische und cytologische Veränderungen der Fischkieme nach
1956 Einwirkung im Wasser enthaltener schädigender Substanzen. Z.Zellforsch.mikrosk.
Anat., 43:611-43
- Lackey, J.B. The flora and fauna of surface waters polluted by acid mine drainage. Publ.
1938 HlthRep.,Wash., 53:1499-507
- Larson, K., et S. Olsen. Okkerkvaelning af fisk i Tim o. Beretn.Minist.Landbr.Fisk.dan.
1948 biol.Stn, 50:1-25
- Lewis, W.M., et C. Peters. Coal mine slag drainage. Ind.Wastes, 1:145-7
1956
- Lloyd, R. The toxicity of zinc sulphate to rainbow trout. Ann.appl.Biol., 48:84-94
1960
- _____, Effect of dissolved oxygen concentrations on the toxicity of several
1961 poisons to rainbow trout (Salmo gairdnerii Richardson). J.exp.Biol., 38:
447-55
- Lloyd, R., et D.H.M. Jordan. Some factors affecting the resistance of rainbow trout
1964 (Salmo gairdnerii Richardson) to acid waters. Int.J.AirWat.Pollut., 8:393-403
- Longwell, J., et F.T.K. Pentelow. The effect of sewage on Brown trout (Salmo trutta L.)
1935 J.exp.Biol., 12:1-12
- Mantelman, I.I. The admissible pH limits for some kinds of young fish.
(Sous presse)

- Marchetti, R. *Biologia e tossicologia delle acque usate*. Milano, ETAS Edit.
1962
- _____, Relation entre l'activité de surface, la composition chimique et la toxicité
1966 vis-à-vis de la vie aquatique des détergents de synthèse. In La pollution des
eaux, Paris, Eyrolles Edit.
- Menzies, W.J.M. River pollution and the acidity of natural waters. Nature, Lond., 119,
1927 638-9
- Mount, D.I. The effect of total hardness and pH on the acute toxicity of zinc to fish.
1966 Int.J.AirWat.Pollut., 10:49-56
- McKee, J.E., et H.W. Woolf. Water quality criteria. Sacramento, California Water Quality
1963 Control Board, (3-A):548 p.
- Neess, J.C. Development and status of pond fertilization in Central Europe. Trans.Am.Fish.
1949 Soc., 76:335-58
- ORSANCO. Aquatic life water quality criteria. Sewage ind.Wastes, 27, 321-31
1955
- Parsons, J.W. A biological approach to the study and control of acid mine pollution.
1952 J.Tenn.Acad.Sci., 27:304-9
- Pentelow, F.T.K. Nature of acid in soft water in relation to the growth of Brown trout.
1944 Nature, Lond., 153-464
- Robeck, S.S. Environmental requirements of Trichoptera. Biological Problems in Water
1965 Pollution, 1962. Publ.HlthServ.Publs,Wash., (999-WF-25):118-26
- Rosseland, L. Orienterende undersøkelse av vassdragsforurensninger fra halmlutingsanlegg.
1956 Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA), rapport 0-9.
- Ryhanen, R. Über die Einwirkung von Grubenabfällen auf einen dystrophen See. Ann.Zool.
1961 Soc.Vanamo, 22(8):70 p.
- Sanborn, N.H. The lethal effects of certain chemicals on freshwater fish. Cann.Trade,
1945 67(10-12):26
- Schäperclaus, W. Ursache und Auswirkungen der Frühjahr - pH - Werterhöhungen in
1956 Karpfenteichen. Z.Fisch., 5:161-74
- Schiemenz, F. Ein einfacher Säureprüfer für praktische Teichwirte zur Feststellung von
1937 Säuregefahr des Wassers. Allg.FischZtg., 62:71
- Sprague, J.B. Highly alkaline water caused by asbestos-cement pipeline. Progve.Fish Cult.,
1964 26:111-14
- Surber, E.W. Effects of carbon dioxide on the development of trout eggs. Trans.Am.Fish.
1935 Soc., 65:194-203
- Vallin, S. Zwei azidotrophe Seen im Küstengebiet von Nordschweden. Rep.Inst.Freshwat.Res.
1953 Drottningholm, 34, 71-84
- _____, Övre Mörrumsån. Vattenhygien, 3:71-84
1962

- Vivier, P. Influence du pH d'une eau résiduaire sur la faune piscicole. Eau, 41:101
1954
- Volodin, V.M. Vlijanije temperatury i pH na embrionalnoje razvitije nalima. Byull.Inst.
1960 Biol.Vodokhran, 7
- Westfall, B.A. Coagulation anoxia in fishes. Ecology, 26, 283-7
1945
- Wiebe, A.H. Notes on the exposure of several species of pond fishes to sudden changes in
1931 pH. Trans.Am.microsc.Soc., 50, 380-3
- Wuhrmann, K., et H. Woker. Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak und Blau-
1948 säurevergiftung. Schweiz.Z.Hydrol., 11:210-44

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

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).

