COMPOSANTES CHIMIQUES DES EAUX COURANTES

DISCUSSION ET PROPOSITION

DE CLASSES EN TANT QUE BASES D'INTERPRÉTATION DES ANALYSES CHIMIQUES

par M. NISBET et J. VERNEAUX¹

Qu'il s'agisse de recherches écologiques fondamentales et appliquées ou de diagnostics pratiques, l'étude méthodique du milieu s'effectue par l'examen d'un certain nombre de *composantes abiotiques* confrontées par la suite aux composantes biotiques représentées par les espèces elles-mêmes ou leurs groupements.

En ce qui concerne le support aqueux, le nombre des composantes chimiques analysées au Laboratoire Central est passé de 7 en 1950 à 40 en 1969; les 16 composantes faisant l'objet de la présente note sont retenues pour l'étude des eaux superficielles effectuée par les techniciens des *véhicules laboratoires*. Les corps recherchés dans les effluents polluants ou les eaux fortement contaminées par des composés particuliers ne sont pas examinés.

Les données mentionnées sont restreintes aux mesures et analyses pratiquées dans les *milieux récepteurs*, en pleine eau, dans les conditions climatiques les plus favorables c'est-à-dire en *période d'étiage ou de basses eaux* correspondant au minimum de dilution et aux valeurs maximales de température. En Europe ces conditions sont en principe réalisées au cours du troisième trimestre.

En plus de la confrontation de nos relevés personnels, les *classes* proposées résultent de l'examen de 1 200 analyses effectuées annuellement par les véhicules laboratoires sur l'ensemble du territoire national depuis 1960 [LEYNAUD, 1968] et d'une abondante documentation relative aux travaux européens. Nous avons réuni le plus grand nombre possible d'informations qui, confrontées aux inventaires ichtyologiques et aux situations biologiques globales relevées parallèlement, en particulier par la méthode des « indices biotiques » [TUFFERY et VERNEAUX, 1967], nous ont permis de proposer à la suite d'auteurs comme TARZWELL [1957], KLEIN [1959] ou HUET [1962] des classes pouvant servir de *repères*

1. D'après des éléments d'une partie de sa thèse de doctorat de spécialité.

au moment d'entreprendre des études écologiques ou de *bases d'interprétation* lorsqu'il s'agit de préciser la signification des analyses chimiques.

De nombreuses demandes ayant été formulées à ce sujet, plusieurs notes seront consacrées aux composantes physico-chimiques afin de répondre à l'exigence actuelle de rationalisation des informations par une expression codifiée de l'environnement abiotique.

Dans cette première série, les composantes suivantes sont examinées :

— pH	— pourcentage de saturation en oxygène
— conductivité électrique	— oxydabilité
— matières en suspension	— D.B.O. ₅
— teneur en alcalino-terreux	— teneur en nitrates
— alcalinité	— teneur en nitrites
— teneur en chlorures	— teneur en azote ammoniacal
— teneur en sulfates	— teneur en détergents
— teneur en phosphates	
— teneur en oxygène dissous	

1. — pH.

Effectuées à l'aide d'un électroPmètre les mesures sont données en unités conventionnelles avec une décimale (précision : 0,1 unité).

Le pH des eaux naturelles est généralement compris entre 6,6 et 7,8; cependant en région à substrat acide ou dans les eaux issues de zones de tourbières, on enregistre des pH pouvant être inférieurs à 5. Inversement dans les canaux et rivières lentes ainsi que dans certains étangs, le pH peut atteindre momentanément, selon l'importance de l'*activité photosynthétique* des végétaux aquatiques, des valeurs de 9 et même 10; influencé par la teneur en CO₂ dissous, le pH varie suivant l'intensité de l'assimilation chlorophyllienne parfois de 1 unité en 1 journée.

Nous retiendrons que les valeurs du pH inférieures à 5 sont généralement peu favorables à la vie aquatique, en particulier à la vie piscicole; en revanche, en dehors des pollutions chimiques, des eaux très alcalines peuvent présenter des peuplements riches et diversifiés.

Exemples de valeurs relevées dans des conditions naturelles.

Dans son étude du Rabodeau et de ses affluents, qui sont issus de tourbières à Sphaignes reposant sur du Grès vosgien, NISBET [1958] mentionne des pH variant entre 4,6 et 5,4 dans les ruisseaux supérieurs; ces valeurs s'accompagnent de teneurs très fai-

bles en alcalino-terreux (Ca : 0,5 mg/l; Mg : 0,4 mg/l) cependant après quelques centaines de mètres la minéralisation s'accroît et le pH atteint des valeurs voisines de la neutralité.

Sur l'Yzeron (affluent du Rhône) FIASSON [1964] relève des pH compris entre 6,2 et 6,8 dans les ruisseaux supérieurs s'écoulant sur les granites et les gneiss du socle cristallin, entre 7 et 7,5 le long du cours moyen et entre 7,6 et 8,2 dans la zone inférieure dont le lit est constitué d'alluvions glaciaires contenant des éléments calcaires d'origines alpine et jurassique.

En général la « *solution tampon* », déterminée par l'ensemble des réactions du système eau-carbonates insolubles — CO_2 dissous — bicarbonates solubles, constitue un milieu vital stable capable de maintenir un pH favorable au développement des organismes vivants : c'est le cas des cours d'eau en région calcaire comme le Jura où le pH varie entre 7,1 et 8,3 des sources aux zones inférieures. Ces relations sont exprimées dans la formule et le nomogramme de HOOVER et LANGELEIR [1936] permettant de déterminer le pH de saturation en fonction de la température, de la teneur en sels dissous, de la teneur en calcium et de l'alcalinité en CaCO_3 .

Les exemples de pH naturels inférieurs à 6 sont limités aux zones supérieures de certains ruisseaux lorsqu'une minéralisation suffisante n'est pas encore effectuée; ainsi dans la Couze Pavin (Massif Central, région de Besse-en-Chandesse) PELLETIER et JOYON [1964] constatent l'atteinte de la neutralité à moins de 150 m des sources. Toutefois dans certaines régions comme la forêt landaise on relève encore des pH très inférieurs à 6 plusieurs km en aval des sources : par exemple dans le ruisseau de Magescq qui présente un pH de 4,9 à 1 km de la source et de 6,3 au km 20.

Les pH supérieurs à 8,5 ne s'observent en général que temporairement essentiellement dans les « eaux closes », les retenues ou dans les « bras morts » comme ceux du Doubs (Jura) où le 20.8.1966 à 17 h, nous avons enregistré dans la « reculée de la Geline » (Rans) un pH de 9,2 au centre de la nupharaie, consécutif à la formation de carbonates alcalins sous l'action d'une *photosynthèse* très active.

Les classes suivantes sont proposées :

pH	classes	acidité	alcalinité	Localisation
pH < 5	1	forte		sources et ruisseaux supérieurs des régions granitiques, de tour- bières ou forestières — cours d'eau à substrat acide
5 ≤ pH < 6	2	moyenne		
6 ≤ pH < 7	3	faible		
7 ≤ pH < 7,5	4	neutralité approchée		majorité des eaux piscicoles — régions calcaires
7,5 ≤ pH < 8	5	faible		
8 ≤ pH < 9	6		moyenne	zones inférieures des réseaux — eaux closes ou assimilées — concentrations végétales en fa- cies lénitique
pH ≥ 9	7		forte	eaux peu piscicoles ou valeurs passagères — concentrations végétales en fa- cies lénitique

TABLEAU 1 : classes proposées pour le pH.

2. — Conductivité électrique à 20° en $\mu\text{mhos/cm/cm}^2$.

Mesurée à l'aide d'un conductimètre (W.T.W. type L.F. 39), la conductivité électrique est exprimée en $\mu\text{mhos/cm/cm}^2$ (précision : 1 %); proportionnelle à la quantité de sels ionisables dissous, elle constitue une bonne indication du *degré de minéralisation* d'une eau que l'on peut calculer d'après la formule de DOROSCHEWSKI [in RODIER, 1960].

Dans la majorité des eaux piscicoles la conductivité *varie entre 150 et 450 $\mu\text{mhos/cm/cm}^2$* mises à part les eaux thermales. Dans les zones supérieures de certains cours d'eau de montagne, comme les sources et les ruisseaux de la vallée d'Aure [DECAMPS, 1967], elle varie de 25 à 50 $\mu\text{mhos/cm/cm}^2$; dans les régions granitiques, les sources et ruisseaux supérieurs peuvent présenter des valeurs encore plus faibles comme dans le Rabodeau supérieur (Vosges) où la conductivité n'est que 15-20 $\mu\text{mhos/cm/cm}^2$ ou dans la Restonica (Corse centrale) dans laquelle GIUDICELLI [1968] mentionne des conductivités variant de 15 à 50 $\mu\text{mhos/cm/cm}^2$ des sources au confluent avec le Tavignano.

En ce qui concerne la limite supérieure, on peut estimer qu'en dehors de quelques cas particuliers comme certains cours d'eau lorrains ou varois (eaux séléniteuses), elle se situe aux environs de $500 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$.

Dans les « couzes » du Massif Central, nos mesures varient entre 30 et $100 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$, dans les rivières côtières de Bretagne de 130 à $260 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$, dans les rivières jurassiennes entre 250 et $300 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$, dans la Seine en aval de Paris entre 300 et $400 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$ et dans les rivières normandes entre 370 et $490 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$.

Dans certains cours d'eau fortement pollués la conductivité en pleine eau peut atteindre des valeurs très fortes à l'étiage comme dans le Gland (affluent du Doubs : $750 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$ en août 1967), le ruisseau d'Etupes (sous-affluent du Doubs : $770 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$ en février 1970), le Morgon (affluent de la Saône : $800 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$ en juin 1969) ou le Doubs en aval de Besançon ($680 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$ en août 1964).

On peut admettre que la situation est particulière ou anormale au-delà de $500 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$.

D'une manière générale la conductivité croît progressivement de l'amont vers l'aval des cours d'eau, les écarts étant d'autant plus significatifs que la minéralisation initiale est faible; c'est le cas des eaux issues de « sources vraies » ou de zones à substrat acide ou à sous-sol siliceux. Ainsi dans le Rabodeau, la conductivité en mai 1957 se trouvait doublée en 6 km : $27 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$ au niveau des ruisseaux des sources et $56 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$ à Moussey. Dans la Dordogne, rivière de près de 500 km de long, l'augmentation de la conductivité est beaucoup plus lente : $50 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$ au niveau de Bort-les-Orgues, 60 à l'entrée dans le département du Lot (110 km en aval) puis 80 après 160 km et enfin $100 \mu\text{mhos/cm/cm}^2$ dans le cours inférieur en aval de Bergerac.

A l'échelle d'un ensemble bassin-versant dans lequel les eaux naissent à haute altitude comme dans les Pyrénées [BERTHELEMY, 1966, DECAMPS, 1967] ou à moyenne et basse altitude comme dans le Jura [VERNEAUX, 1969], l'augmentation générale de la composante globale que représente le degré de minéralisation est à rapprocher des variations d'un certain nombre d'autres paramètres fondamentaux comme l'altitude, le débit et l'indice de pollution.

Toutefois cette augmentation de la minéralisation n'est ni systématique ni régulière et de nombreux cours d'eau comme le Doubs ou le Furon dont SERRA-TOSIO [1968] a établi le profil physico-chimique, présentent des *variations* concordantes d'un certain nombre de paramètres en relation soit avec des ruptures brusques de la pente, soit avec des confluences ou des afférences souterraines.

Ainsi dans le Furon la brusque baisse de la minéralisation globale qui passe de 295 à 200 mg/l, correspond aux apports d'eaux peu minéralisées de la source de la Lutinière et du Bruyant.

Nous proposons les classes suivantes :

conductivité électrique $\mu\text{mhos/cm/cm}^2$	clas- ses	minérali- sation	exemples de localisation
$C < 30$	1	extrême- ment faible	eaux extrêmement peu minérali- sées — lacs de haute montagne — eaux périglaciaires — quel- ques sources
$30 \leq C < 50$	2	très faible	sources et torrents de haute montagne — lacs oligotrophes — cours d'eau à substrat acide
$50 \leq C < 100$	3	faible	Vosges — Massif Central - ruisseaux et petites rivières
$100 \leq C < 200$	4	modérée	nombreuses rivières côtières bretonnes — Alpes et Pyrénées à moyenne altitude
$200 \leq C < 300$	5	assez forte	régions calcaires : zones supé- rieures et moyennes
$300 \leq C < 400$	6	forte	régions calcaires (Jura) : zones inférieures, rivières de plaines, fleuves
$400 \leq C < 500$	7	très forte	Normandie
	8	très forte à excessive	Var — quelques rivières lor- raines — eaux séléniteuses — eaux polluées

TABLEAU 2 : classes proposées pour la conductivité.

3. — Matières en suspension (M.S. en mg/l).

Le taux de matières en suspension est déterminé par filtration puis pesée du résidu séché à l'étuve à 105° C et refroidi (précision : 2 %).

Les particules solides finement divisées peuvent présenter une *action inhibitrice* sur le peuplement ichthyologique soit directement en compromettant le développement des œufs ou en réduisant le stock de nourriture disponible. Ces phénomènes se produisent dans le cas de pollutions mécaniques ou dans des conditions naturelles particulières comme dans certains cours d'eau de montagne.

Ce facteur peut être considéré comme limitant, à la fois de l'installation, du développement de la faune benthique et du peuplement ichthyologique [in VIBERT et LAGLER, 1961].

En dehors des périodes de crues, la teneur en matières en suspension est presque toujours inférieure à 25 mg/l dans les cours d'eau normalement peuplés et l'on peut considérer qu'à partir de 75 mg/l la situation est particulière ou anormale; pour les peuplements en Salmonidés, il est généralement admis que les teneurs supérieures à 10 mg/l sont peu favorables.

Parmi les rivières présentant des teneurs d'étiage inférieures à 10 mg/l, mentionnons la Seine en amont de Troyes ou la Saône en amont de Verdun-sur-le-Doubs; dans la Vire, l'Eure et l'Epte, les teneurs sont inférieures à 25 mg/l.

Dans la Seine en aval de Paris, la Meurthe et de nombreuses rivières vosgiennes, la Nieppe (Nord) et le Rhône en aval de Lyon, les teneurs moyennes, à l'étiage varient de 25 à 75 mg/l.

Des teneurs comprises entre 80 et 160 mg/l sont fréquemment relevées dans les cours d'eau de montagne en période de basses eaux ou dans les rivières de plaine polluées comme l'Allan (région de Montbéliard-Sochaux), la Furieuse en aval de Salins, le Doubs en aval de Besançon ou le Vair en aval de Contréxéville.

M.S. mg/l	classes	exemples de localisation	productivité piscicole et situation
M.S. < 10	1	zones supérieures des réseaux : sources et ruisseaux — certaines rivières à Truite et Cyprinidés	très bonne — situation normale
10 ≤ M.S. < 25	2	zones supérieures et moyennes des cours d'eau de montagne et de prémontagne : nombreuses rivières à Truite et à Cyprinidés	
25 ≤ M.S. < 50	3	zones moyennes et inférieures de certaines rivières de prémontagne et de plaine	bonne
50 ≤ M.S. < 75	4	zones inférieures de certains grands cours d'eau — rivières en terrain argileux	
75 ≤ M.S. < 150	5	certaines rivières de montagne en période de basses eaux — rivières polluées	moyenne
150 ≤ M.S. < 300	6	certaines torrents de montagne et rivières polluées	médiocre
300 ≤ M.S. < 500	7	rare à l'état naturel — cours d'eau particuliers et zones très polluées	faible à très faible — situation anormale
M.S. < 500	8		

TABLEAU 3 : classes proposées pour les matières en suspension.

Dans l'Arc, les teneurs sont comprises entre 200 et 400 mg/l ainsi que dans de nombreuses rivières polluées mécaniquement comme l'Aubertin (Seine-et-Marne), la Bienne à Morez (Jura) ou l'Ognon (affluent de la Saône). Des rivières comme l'Arve peuvent présenter un taux de matières en suspension de l'ordre de 1 g/l et plus pendant 3 à 5 mois de l'année.

Selon les normes, sensiblement modifiées, établies par la Commission Européenne Consultative pour les Pêches Intérieures (C.E.C.P.I. ou E.I.F.A.C. 1964), les classes retenues figurent dans le tableau 3.

4. — Teneur en alcalino-terreux (Ca-Mg en mg/l).

— teneur en calcium.

Dans les eaux courantes cette teneur varie de 1 à 150 mg/l essentiellement selon la *nature des terrains traversés* et un cours d'eau présente en général des valeurs échelonnées sur plusieurs classes dès que son parcours est suffisamment long. Toutefois en pays calcaire comme le Jura où les sources sont généralement des exurgences et des résurgences à fort débit (Doubs, Dessoubre, Lison, Cuisance...), la teneur en calcium est élevée dès l'origine du cours d'eau et cette composante présente alors une certaine homogénéité longitudinale; ainsi le long de la Cuisance (33 km) la teneur en calcium ne varie que de 98 à 106 mg/l et le long du Doubs (430 km) de 92 à 110 mg/l alors que le long des Doulonnes naissant à la limite d'une nappe phréatique en Forêt de Chaux (Jura) la teneur en calcium passe de 26 à 90 mg/l sur moins de 9 km. De même sur le cours supérieur de l'Yzeron s'écoulant sur des roches éruptives, les teneurs varient de 4 à 12 mg/l alors qu'elles croissent rapidement jusqu'à 50 mg/l dès que le cours d'eau aborde un substrat contenant des éléments calcaires [FIASSON, 1964]. En revanche, dans de nombreux cours d'eau vosgiens s'écoulant sur un substrat homogène comme la Longine, la Vaivre, la Breuchette ou l'Ormoiche, les teneurs relevées demeurent comprises entre 12 et 26 mg/l.

— teneur en magnésium.

La majorité des cours d'eau français présente des teneurs en magnésium comprises entre 5 et 10 mg/l; toutefois des valeurs inférieures à 5 mg/l et même à 1 mg/l sont relevées dans la plupart des eaux des massifs anciens surtout au niveau des zones supérieures ou dans les lacs de haute montagne comme ceux du Massif de Néouvielle (Pyrénées centrales) dans lesquels les teneurs relevées sont comprises entre 0,2 et 1 mg/l [CAPBLANCQ et LAVILLE, 1968]. Les teneurs relevées par VAILLANT [1955] dans les réseaux alpins supérieurs varient de 2 à 12 mg/l entre 2 400 et 1 000 m.

En revanche d'autres cours d'eau contiennent davantage de magnésium parmi lesquels, la Durance (15 mg/l) dans son cours inférieur (Vaucluse) ou l'Aveyron au niveau de Rodez (17 mg/l) et surtout les affluents de la Meuse et de la Moselle comme le Vair (38 mg/l), le Petit Vair (50 mg/l) et le Rohrbach (55 mg/l).

La teneur en magnésium dépendant, comme celle du calcium, de la *composition des roches sédimentaires* rencontrées est essentiellement due à la présence de calcaires dolomitiques ou de dolomies du Jurassique (Jura, Bassin Aquitain, Pyrénées) ou du Trias moyen (Saône, Ognon, affluents de la Meuse et de la Moselle).

Les concentrations calciques étant généralement très nettement dominantes par rapport aux concentrations magnésiennes, nous nous rapporterons pour le calcium aux classes proposées pour la teneur globale en alcalino-terreux; pour les teneurs en magnésium, nous proposons les classes provisoires suivantes susceptibles de servir de bases pour les recherches sur les conséquences de la

valeur du rapport $\frac{\text{Ca}}{\text{Mg}}$, en particulier dans des régions comme la Lorraine où la teneur en magnésium peut atteindre le quart de la dureté totale.

[Mg] en mg/l	classes	localisation (exemples)	substrat
[Mg] < 1	1	massifs anciens : zones supérieures des réseaux hydrographiques (sources et ruisseaux)	roches éruptives
1 ≤ [Mg] < 5	2	massifs anciens : zones inférieures — zones supérieures en régions calcaires — bassins de l'Adour et de la basse Garonne	
5 ≤ [Mg] < 10	3	la majorité des cours d'eau français	roches sédimentaires calcaïques
10 ≤ [Mg] < 20	4	bassin aquitain (Aveyron-Durance) — Haute-Saône, Ognon	
20 ≤ [Mg] < 30	5	Cours d'eau de la Côte varoise	roches sédimentaires magnésiennes : dolomies et calcaires dolomitiques du Jurassique et du Trias moyen
30 ≤ [Mg] < 50	6	quelques cours d'eau lorrains (affluents Meuse-Moselle) — quelques sources	
[Mg] ≥ 50	7	idem classe 6	

TABEAU 4 : classes proposées pour le magnésium.

Ca-Mg mg/l (dureté)	clas- ses	exemples de localisation	indication de trophie (minéralisation) d'après HUET
$D < 10$	1	roches éruptives des massifs anciens (Massif Central, Vosges, Massif Armoricain) et quelques massifs pyrénéens (Ariège, Pyrénées orientales) — cours d'eau à substrat siliceux (rivières landaises, Corse)	eaux très pauvres peu piscicoles (oligotrophie)
$10 \leq D < 20$	2	bordures des zones précédentes et suite des rivières de la classe 1 (exemples : la Vire et certaines rivières bretonnes, cours inférieurs des rivières vosgiennes, etc...)	productivité faible
$20 \leq D < 40$	3	zone intermédiaire assez peu représentée en France (ex. : Bassin de l'Adour et cours d'eau des classes 1 et 2 enrichis par des apports latéraux comme l'Allier inférieur)	productivité médiocre
$40 \leq D < 80$	4	zones supérieures de cours d'eau à substrat sédimentaire — régions calcaires (ex. : cours d'eau alpins et jurassiens, le Rhône et ses affluents alpins (Durance, Isère et ses affluents), bassin inférieur de la Garonne (Aveyron, Gers, Lot)	productivité moyenne
$80 \leq D < 110$	5	presque toutes les rivières du Bassin Parisien, de Normandie, de la Basse-Loire, de la bordure occidentale du Jura, des Préalpes et de la bordure des Pyrénées	eaux piscicoles typiques très productives (eutrophie)
$110 \leq D < 150$	6	zones inférieures des grandes rivières de plaines comme la Saône — certains cours d'eau des Charentes et du Nord	eaux dures
$D \geq 150$	7	cours d'eau enrichis par des apports latéraux ou la traversée de couches salines; certains affluents de la Meuse et de la Moselle et cours d'eau de la côte varoise — eaux polluées	eaux très dures incrustantes (souvent magnésiennes)

TABLEAU 5 : classes proposées pour la dureté totale exprimée en Ca.

— *teneur en alcalino-terreux* (dureté totale).

La somme des concentrations calcique et magnésienne est dosée par la méthode dite au complexon III, l'indicateur utilisé étant le noir d'ériochrome T modifié selon la méthode de DIEHL, GOETZ et HACH [1950]. Les résultats sont exprimés en mg/l de Ca (précision : 1 à 2 %).

D'une manière générale dans les eaux naturelles la teneur en alcalino-terreux, essentiellement en calcium, varie entre 5 et 150 mg/l.

Dans les régions à substrat acide (Vosges, Ardennes, Massif-Central), on relève fréquemment des valeurs s'échelonnant entre 2 et 8 mg/l et en pays calcaire les concentrations les plus fréquentes se situent entre 70 et 120 mg/l.

Remarque. — La dureté peut être en relation avec la *pollution* des cours d'eau dans la mesure où la solubilité du CaCO_3 est augmentée en présence de protéines et d'acides faibles résultant des oxydations des matières organiques ou, inversement, lorsque les effets toxiques de certains constituants métalliques comme le zinc et le plomb sur le poisson sont atténués dans les eaux fortement minéralisées [in KLEIN, 1959].

Selon les bases d'interprétation modifiées d'après HUET [1962], nous retiendrons les classes proposées dans le tableau 5.

5. — *Alcalinité* exprimée en mg/l de HCO_3^-

— l'alcalinité à la phénolphthaléine dose les hydroxydes (OH^-) et les carbonates (CO_3^{--})

— l'alcalinité totale dose en plus, les bicarbonates (HCO_3^-), les phosphates (PO_4^{--}), les silicates (SiO_3^{--}) ainsi que l'ammoniaque libre (NH_4OH).

Les variations de l'alcalinité sont donc à rapprocher de celles du *degré de minéralisation* (conductivité, teneur en alcalino-terreux) et de la teneur en anhydride carbonique (pH) tant pour les classes d'interprétation que pour les localisations. Toutefois l'alcalinité totale donne également des indications sur le *degré d'oxydation* des composés organiques soit dans le cas d'eaux résiduelles ou de secteurs fortement contaminés soit dans des zones particulières comme les ruisseaux forestiers ou issus de tourbières chargés en matières humiques.

On peut doser successivement l'alcalinité à la phénolphthaléine (T. A. simple) et l'alcalinité totale (T.A.C.) qui correspond au nombre de cm^3 de H_2SO_4 N/10 ajoutés à 1 l d'eau jusqu'au virage d'un indica-

cateur mixte (solution alcoolique de rouge de méthyl et de vert de bromocrésol). Certains auteurs expriment ce dosage en milliéquivalents par litre d'acide faible déplacé par HCl, d'autres en p.p.m. de CaCO_3 mais il est préférable d'exprimer cette composante en mg/l de HCO_3^- puisque ce sont les bicarbonates qui se trouvent en solution dans l'eau.

Alcalinité mg/l HCO_3^-	Teneurs des substances présentes dans l'eau			types d'eaux
	hydroxi- des	carbonates	bicarbona- tes	
$P = 0$	0	0	T	eaux normales, piscicoles
$P < \frac{1}{2} T$	0	2 P	$T - 2 P$	q.q. eaux d'étangs ou de canaux à forte activité photosynthétique
$P = \frac{T}{2}$	0	2 P	0	eaux polluées
$P > \frac{T}{2}$	$2 P - T$	$2 (T - P)$	0	
$P = T$	T	0	0	

TABLEAU 6 : teneurs relatives des différents ions intervenant dans l'alcalinité.

Interprétation.

Si P représente l'alcalinité à la phénolphtaléine et T l'alcalinité totale exprimée en mg/l de HCO_3^- le tableau 6 résume les indications tirées de la comparaison des teneurs relevées [in GOUSSEY, 1952 — A.P.H.A. Standard Methods, 1966].

Praïquement, seul le cas où $P = 0$ est à envisager dans les eaux naturelles françaises et en dehors des exceptions signalées, l'alcalinité à la phénolphtaléine n'est pas effectuée.

Dans les milieux naturels, l'alcalinité exprimée en HCO_3^- varie de 10 à 350 mg/l. Les teneurs inférieures à 25 mg/l sont relevées dans certains lacs oligotrophes comme les lacs pyrénéens, dans les eaux périglaciaires, les ruisseaux des Landes ou les cours supérieurs des réseaux en région siliceuse comme dans la Restonica [GIUDICELLI, 1968].

Dans la plupart des cours d'eau en région à substrat acide l'alcalinité est comprise entre 25 et 50 mg/l; c'est le cas de nombreuses rivières bretonnes comme l'Oust ou le Tarun et vosgiennes comme la Fave.

Dans les régions calcaires comme le Jura, l'alcalinité varie généralement de 100 à 250 mg/l et en Normandie, elle atteint 280 à 340 mg/l.

En accord avec les données du « Ministry of Health » [in KLEIN, 1959], toutefois plus faibles puisqu'exprimées en CaCO_3 , nous pouvons retenir les classes du tableau 7.

alcalinité totale mg/ HCO_3^-	classes	alcalinité	exemples de localisation
$T < 25$	1	excessivement faible — eaux très peu productives	lacs de haute montagne, eaux périglaciaires, cours supérieurs des réseaux en régions à substrat acide (Landes, Vosges, Corse)
$25 \leq T < 50$	2	très faibles — eaux douces peu productives	cours supérieurs et moyens des rivières à substrat acide : Massif Central, Bretagne, Vosges
$50 \leq T < 100$	3	faible	bordure des massifs cristallins (Creuse, Lot, Allier)
$100 \leq T < 150$	4	moyenne — eaux très productives	cours inférieurs des rivières précédentes, zones supérieures des cours d'eau en région calcaire, bordures pyrénéenne et alpine, Jura supérieur
$150 \leq T < 250$	5		rivières de plaine et grands cours d'eau (Rhône, Saône), zones moyennes et inférieures des cours d'eau en pays calcaire (Jura inférieur)
$250 \leq T < 350$	6	forte	cours d'eau du Bassin Parisien, de Normandie et du Nord, affluents de la Basse Loire et rivières polluées
$T \geq 350$	7	très forte	quelques cours d'eau des Charentes, Moselle et nombreux cours d'eau pollués

TABLEAU 7 : classes proposées pour l'alcalinité totale.

6. — Teneur en chlorures exprimée en mg/l de Cl^- .

Les chlorures dosés par la méthode de MOHR ou de CLARKE [1950] modifiée par DOMASK et KOKE [1952] sont exprimés en mg/l d'anion Chlore (précision 5 %).

La teneur en chlorures des eaux courantes exemptes de pollution ne dépasse guère 20 mg/l; cette composante donne une bonne indication du *degré d'eutrophisation* des cours d'eau et une teneur excessive est très souvent l'indice d'une *pollution* urbaine ou industrielle particulière comme dans la Saône où HERGUEZ [1965] signale des teneurs pouvant atteindre au mois de septembre 250 mg/l au pont de la Mulatière (Lyon) ou dans la couze Pavin dans laquelle la teneur passait, en août 1967, de 9 à 116 mg/l de l'amont à l'aval de Besse-en-Chandesse [VERNEAUX, 1968].

Actuellement on constate une augmentation de la teneur en chlorures dans la majorité des cours d'eau français; l'étendue de la gamme des valeurs de ce paramètre en fait l'une des mesures les plus significatives de la qualité chimique des eaux de rivière et en particulier de leur degré de trophie. Les seuils critiques peuvent être situés à 10 puis à 20 mg/l.

Parmi les plus faibles teneurs relevées dans les milieux naturels, mentionnons celles du lac d'Annecy, de l'Arly (Savoie) ainsi que celles des gîtes madicoles alpins étudiés par VAILLANT [1955] situés entre 2 400 et 1 000 m (Massifs du Pelvoux, du Vercors, de Belledune) qui sont inférieures à 2 mg/l.

Dans de nombreux cours d'eau des régions à substrat acide les teneurs varient entre 2 et 5 mg/l comme dans certains ruisseaux des Vosges (le Rabodeau) ou du Massif-Central comme l'Allier en Lozère et les affluents du cours supérieur de la Dordogne jusqu'à Bort-les-Orgues.

Dans les régions calcaires comme le Jura la teneur en chlorures des cours d'eau à Truite est généralement comprise entre 3 et 7 mg/l alors que dans les zones inférieures de plaine les valeurs atteignent 10 à 12 mg/l (Doubs inférieur).

Les teneurs élevées se rencontrent dans certains cours d'eau comme les rivières bretonnes (l'Aven, le Trieux, ou le Guissant) dans lesquelles, en dehors de la zone d'influence marine, on relève des concentrations dépassant 20 et même souvent 30 mg/l.

A ce groupe il faut adjoindre les cours d'eau pollués comme la Seine entre Paris et Rouen où la concentration en chlorures atteint 40 mg/l, l'Isère inférieure où elle dépasse 20 mg/l et des cours d'eau particuliers comme la Meurthe qui, après la traversée de marnes salifères présente des teneurs exceptionnellement élevées pouvant atteindre 1 g/l. Le même phénomène peut se manifester localement comme dans le Doubs au niveau de Sainte-Ursanne (Suisse) ou dans la Loue après la traversée des couches salines d'Arc-et-Senans (Jura).

En tenant compte des indications de KLEIN [1959], les classes du tableau 8 sont retenues.

chlore des chlorures Cl^- mg/l	classes	localisation
$[\text{Cl}^-] < 2$	1	zones supérieures des réseaux puis eaux exemptes de pollution dans l'ordre du degré croissant de minéralisation
$2 \leq [\text{Cl}^-] < 5$	2	
$5 \leq [\text{Cl}^-] < 10$	3	
$10 \leq [\text{Cl}^-] < 20$	4	cours d'eau de prémontagne en pays calcaire, rivières de plaine
$20 \leq [\text{Cl}^-] < 50$	5	cours d'eau particuliers — teneurs locales et eaux plus ou moins polluées
$50 \leq [\text{Cl}^-] < 100$	6	
$[\text{Cl}^-] \geq 100$	7	

TABLEAU 8 : classes proposées pour les chlorures.

7. — Teneur en sulfates exprimée en mg/l de SO_4^{--} .

Dosée au « Sulfa Ver » en poudre par turbidimétrie à l'aide de la trousse HACH¹ la teneur en sulfates est exprimée en mg/l de SO_4^{--} (précision : environ 10 %).

Cette indication est surtout utile pour caractériser les eaux particulières, la *nature géologique régionale* jouant un rôle très important; certains *effluents industriels et urbains* peuvent également fournir des eaux chargées en sulfates.

Les eaux très chargées en sulfates par suite des apports des terrains traversés, comme dans le Var, ne sont pas favorables à la vie piscicole; très généralement en l'absence de pollution, la teneur en sulfates est inférieure à 20 mg/l à l'étiage; toutefois la nature pétrographique du substrat joue un rôle essentiel et l'on constate de fortes variations de cette composante : ainsi VAILLANT [1955] relève des teneurs de 1 mg/l dans les Gorges du Bruyant (Vercors) à 1 100 m d'altitude et de 66 mg/l à Villars-d'Arène (Pellevoux) à 1 600 m!

Dans de nombreux cours d'eaux non pollués comme les ruisseaux de Corse centrale [GIUDICELLI, 1968], les zones supérieures des cours d'eau jurassiens et de nombreux cours d'eau alpins les teneurs en sulfates sont inférieures à 10 mg/l.

En Normandie, les concentrations varient dans des conditions normales de 17 à 20 mg/l comme dans la Seine à Paris ou la Bourbre (affluent du Rhône) dont les eaux sont fortement polluées.

Dans la Saône, entre Mâcon et Lyon, ces teneurs oscillent entre 20 et 40 mg/l; dans l'Arc et l'Isère ces teneurs atteignent 100 à 200 mg/l et dans de nombreux autres cours d'eau pollués certaines

1. Malette HACH DR.EL portable; distribuée par Soc. Paris-Labo.

concentrations peuvent dépasser 1 g/l : ainsi dans le Rhin la teneur en sulfates passe progressivement de 20 à 100 mg/l, dans le Furan (affluent de la Loire) de 70 à 150 mg/l, dans l'Onzon (affluent de la Loire), les teneurs oscillent entre 200 et 800 mg/l [HERGUEZ, 1955] et dans le Gier (affluent de la Saône), les teneurs inférieures à 10 mg/l en amont de Saint-Chamond atteignent 600 à 800 mg/l dès l'aval de cette ville.

Nous proposons de retenir les classes suivantes compte-tenu de la précision des mesures effectuées par turbidimétrie :

SO_4^{--} mg/l	classes	situation
$[\text{SO}_4^{--}] < 10$	1	normale
$10 \leq [\text{SO}_4^{--}] < 20$	2	
$20 \leq [\text{SO}_4^{--}] < 40$	3	
$40 \leq [\text{SO}_4^{--}] < 60$	4	particulière : eaux plus ou moins séléniteuses ou polluées
$60 \leq [\text{SO}_4^{--}] < 120$	5	
$120 \leq [\text{SO}_4^{--}] < 250$	6	limite de potabilité; eaux très séléniteuses ou fortement polluées
$[\text{SO}_4^{--}] > 250$	7	

TABLEAU 9 : classes proposées pour les sulfates.

8. — Teneur en phosphates exprimée mg/l PO_4^{---} .

Dosée par la méthode de DENIGES [1930] au « Stanna Ver » en poudre à l'aide de la trousse « HACH » ou au laboratoire suivant le mode opératoire de CZENSNY adapté par SCHNEEBELI, la teneur en phosphates est exprimée en mg/l ou en $\mu\text{g/l}$ de PO_4^{---} (précision : 2 %).

La présence de phosphates dans les eaux naturelles à des concentrations supérieures à 0,1 ou 0,2 mg/l est l'indice d'une *pollution* par des « eaux vannes » contenant des phosphates organiques et des détergents synthétiques ainsi que par les eaux de ruissellement. Les valeurs limites mentionnées dans « Water Quality Criteria » [1968] sont les suivantes : 0,15 mg/l pour les eaux stagnantes et 0,3 mg/l pour les eaux courantes; au-delà de ces valeurs on peut retenir un caractère marqué d'*eutrophisation ou de pollutions par détergents* et des risques de nuisances diverses. Dans le Doubs inférieur, en aval de Besançon, les teneurs atteignent en basses eaux 1,2 à 2,5 mg/l, dans la Seine en aval de Paris on relève des teneurs de 1 à 3 mg/l et les eaux vannes contiennent couramment de 10 à 20 mg/l de phosphates. En revanche, dans les zones supérieures des torrents ou dans les lacs de haute altitude, les teneurs s'échelonnent entre 1 et 10 $\mu\text{g/l}$...

Le long de la Loue (affluent du Doubs) nous avons relevé, en août 1966, la progression suivante de la teneur en phosphates en $\mu\text{g/l}$ de l'amont vers l'aval : 8 - 26 - 54 - 87 - 144 - 160 et le long de la Couze Pavin (Massif-Central), en août 1967 : 0,28 - 0,16 - 0,14 - 43,60 - 3,50 - 1,57 mg/l , la teneur maximale se situant en aval de Besse-en-Chandesse [VERNEAUX, 1968].

Dans l'Allaine (affluent du Doubs), on a relevé le 10 août 1969, des sources à la confluence avec la Bourbeuse, les teneurs suivantes exprimées en $\mu\text{g/l}$: 6 - 4 - 10 - 100 - 30 - 200 - 100 - 2 600 - 9 700, les changements de classes traduisant autant d'arrivées d'effluents polluants et le cours inférieur, après Delle, étant un « égoût à ciel ouvert »¹.

Remarque. — Les apports des eaux de ruissellement induisent de grandes variations de cette composante en particulier après de fortes pluies ou des périodes de crue (lessivage des sols) : ainsi dans la Clauge (forêt de Chauv, Jura), les teneurs passent de 120 $\mu\text{g/l}$ à l'étiage à 450 $\mu\text{g/l}$ après les crues. L'usage abusif d'engrais phosphatés augmente d'autant l'importance de ces apports et des variations longitudinales de cette composante.

Le dosage des phosphates permettant d'évaluer l'importance d'une pollution urbaine ou d'estimer le *degré de trophie* d'un plan d'eau s'avère très utile lors d'études synthétiques ou écologiques et les mesures effectuées permettent de proposer les classes suivantes :

$\mu\text{g/l PO}_4^{---}$	classes	degré de trophie et localisation
$[\text{PO}_4^{---}] \leq 10$	1	eaux très peu productives — lacs oligotrophes et cours supérieurs des réseaux hydrographiques — Pyrénées - Alpes - Massif Central - Vosges - Jura
$10 \leq [\text{PO}_4^{---}] < 50$	2	eaux peu productives — suite des cours d'eau de la classe précédente
$50 \leq [\text{PO}_4^{---}] < 150$	3	productivité moyenne — cours d'eau du Massif Central, des Vosges et de Bretagne
$150 \leq [\text{PO}_4^{---}] < 300$	4	forte productivité — rivières de prémontagne et de plaine ex. : Doubs... — eutrophie
$300 \leq [\text{PO}_4^{---}] < 500$	5	cours d'eau pollués, ex. : Allier, Doubs inférieur, Saône inférieure...
$[\text{PO}_4^{---}] \geq 500$	6	eaux nettement polluées ou très eutrophes ex. : Seine en aval de Paris, Allaine...

TABEAU 10 : classes proposées pour les phosphates.

1. D'après les analyses effectuées par M. MASSON, S.R.A.E. de Franche-Comté.

9. — Teneur en oxygène dissous.

La quantité d'oxygène dissous est déterminée soit par la méthode volumétrique de WINKLER [1888] soit à l'aide d'un appareil à électrodes polarographiques (type W.T.W. oxy. 39 par exemple) permettant d'effectuer des mesures « in situ » (précision : 3 %).

a) Teneur en oxygène dissous immédiat (en mg/l d'O₂).

Comme l'ont indiqué TARZWELL [1967] et NISBET [1968], la teneur en O₂ dissous exprimée en mg/l présente une valeur significative propre qui exprime davantage que le pourcentage de saturation, la qualité de l'eau. Les auteurs s'accordent à admettre les limites inférieures suivantes :

pour les Cyprinidés : 5,0 mg/l pendant plus de 8 h/24 h [TARZWELL, 1957]

pour les Salmonidés : 6,0 et même 7,0 mg/l en permanence [PERRY in NISBET, 1968].

En dessous de ces valeurs critiques, la situation peut être considérée comme anormale.

Remarque. — Pour une même valeur absolue de la concentration en oxygène dissous, le pourcentage de saturation diminue avec la température alors que la résistance physiologique du Poisson augmente et il est difficile de fixer des valeurs limites en dehors des indications de température et de temps; ainsi 1,6 mg/l O₂, soit 19 % de la saturation à 20° C, déterminent la mort de la Truite en 3 à 5 h alors que la même teneur en oxygène à 10° C, soit 15 % de la saturation, est supportée par la Truite pendant le même laps de temps [in Water Pollution Research, 1956].

b) Pourcentage de saturation.

La solubilité de l'oxygène dans l'eau, à pression normale, diminue lorsque la température augmente, selon les tables de TRUESDALE, DOWNING et LOWDEN [1955] (14,16 mg/l à 0° C et 7,53 mg/l à 30°), le pourcentage de saturation se détermine à l'aide de l'abaque de MORTIMER [1956] en rapportant les concentrations d'oxygène dissous à la température de l'échantillon et en tenant compte de l'altitude du lieu (pression atmosphérique).

Selon KLEIN [1959], les conditions biologiques normales s'accompagnent d'un minimum de saturation de 75 % et dans les eaux courantes, on peut relever des pourcentages de 110 et même davantage.

Dans les eaux très polluées comme le Furan (affluent de la Loire), l'Allaine (affluent du Doubs) ou le Doubs (en aval de Novillars - Besançon), on a relevé à l'étiage des concentrations inférieu-

res à 1 mg/l et des pourcentages de saturation voisins de 0 (Besançon, août 1964, crise de pollution aiguë).

En accord avec les données de KLEIN, nous retiendrons les classes suivantes :

% saturation à 20° C	classes	situation
sat. $\geq$ 90	1	bonne
70 $\leq$ sat. < 90	2	satisfaisante
50 $\leq$ sat. < 70	3	douteuse
30 $\leq$ sat. < 50	4	critique
10 $\leq$ sat. < 30	5	très dangereuse
sat. < 10	6	létale

TABLEAU 11 : classes proposées pour la saturation en O₂.

Remarque : le pourcentage critique de 50 % correspond sensiblement à 20° C à la valeur limite de PERRY (environ 5 mg/l d'O₂).

10. — L'oxydabilité (en mg/l d'O₂).

On estime globalement la concentration des substances organiques, toutes réductrices, par la quantité d'oxygène qu'elles pourraient enlever à un oxydant comme le permanganate de potassium dans des conditions précises : c'est l'oxydabilité. Cette notion est importante car les *composés organiques* interviennent dans la vie aquatique non seulement en tant que substances nutritives mais aussi par cette propriété qui les rend susceptibles de diminuer la concentration du milieu en oxygène dissous.

On mesure la quantité d'oxygène (en mg/l) absorbée par le permanganate de potassium (KMnO₄) en 4 h, à froid, en milieu acide (précision : environ 5 %).

Remarque. — Cette mesure adaptée aux eaux libres naturelles est utilement complétée par celle de la D.C.O. (demande chimique en oxygène) dans le cas d'eaux polluées.

Les eaux pures des zones supérieures des réseaux présentent généralement une oxydabilité inférieure à 1 mg/l et on peut admettre qu'au-delà de 2 mg/l une eau de rivière présente déjà, sauf exception (ruisseaux à substrat humique), des traces de pollution. Les eaux de rivières polluées présentent des oxydabilités pouvant atteindre 10 et même 20 mg/l ou plus, suivant l'intensité de la pollution; en revanche les eaux d'étang peuvent en situation normale, présenter des oxydabilités situées entre 2 et 5 mg/l.

Dans les rivières calcaires l'oxydabilité est très généralement pratiquement nulle ou inférieure à 1 mg/l dans des conditions naturelles (Loue, Lison, Dessoubre, Doubs supérieur et quelques rivières normandes comme le Cailly, la Levrière, la Varenne, etc...).

Dans les grands cours d'eau de plaine elle est plus souvent comprise entre 1 et 2 mg/l comme dans la majorité des rivières normandes (Epte, Eure, etc...).

Dans les eaux des massifs anciens (Bretagne, Massif Central, Vosges) l'oxydabilité varie généralement entre 3 et 6 mg/l.

Dans les eaux closes, l'oxydabilité oscille normalement entre 2 et 5 mg/l et dans les eaux polluées, elle peut atteindre 10, 20 mg/l et plus (26 mg/l dans le Furan à Andrezieux, 40 mg/l dans le Doubs, en aval de Besançon en août 1964 et 20 à 40 mg/l dans la Bourbre!).

Dans la plupart des grands cours d'eau français comme la Loire ou la Saône, l'oxydabilité tend à dépasser la valeur critique de 6 mg/l à l'étiage.

Remarque. — En présence de substances humiques, comme dans de nombreux ruisseaux forestiers ou issus de tourbières, la saturation en oxygène a des difficultés à s'établir et l'on relève fréquemment des oxydabilités de plusieurs mg/l; le même phénomène peut se produire lors du développement de « fleurs d'eau » dans les émissaires de lacs où l'oxydabilité peut atteindre temporairement 3, 4 ou même 7 à 8 mg/l en l'absence de pollution exogène.

Nous proposons les classes suivantes :

oxydabilité, mg/l d'O ₂	classes	situation
oxy. < 1	1	eaux courantes pures
1 ≤ oxy. < 2	2	eaux courantes normales
2 ≤ oxy. < 3	3	eaux chargées en matières organiques
3 ≤ oxy. < 6	4	situation douteuse et eaux closes
oxy. > 6	5	état de pollution

TABLEAU 12 : classes proposées pour l'oxydabilité.

11. — D.B.O₅ à 20° C.

Dans les milieux naturels l'oxydation de la matière organique s'effectue par l'intermédiaire de *micro-organismes* et on a essayé de reproduire « in vitro » des conditions similaires : on mesure ainsi la D.B.O. (demande biochimique d'oxygène) *théoriquement* proportionnelle à la teneur de l'eau en matière organique biodégradable

et dans une certaine mesure, en l'absence d'ensemencement, à la quantité d'organismes vivants assurant *l'épuration naturelle* des eaux (auto-épuration).

Déterminée par la méthode des dilutions (*norme expérimentale A.F.N.O.R., 1969*) la D.B.O. mesure la quantité d'oxygène dissous consommée par les germes aérobies pour assurer la décomposition, dans des conditions déterminées, des matières organiques contenues dans l'eau examinée en un laps donné de temps (5 jours dans nos mesures).

Dans les cours d'eau non pollués la D.B.O.₅ est très généralement inférieure à 3 mg/l aussi n'effectuera-t-on cette détermination que lorsqu'une teneur anormalement faible en oxygène dissous ou une forte oxydabilité auront été constatées ou dans les cas où la saturation a des difficultés à s'établir.

Les effluents de laiterie non débarrassés du sérum présentent des D.B.O.₅ de 5 000 et même de 10 000 mg/l; en août 1966, les D.B.O.₅ relevées dans le Doubs en aval de Novillars (papeteries) oscillaient entre 30 et 50 mg/l du fait du développement de cellulo-bactéries et la teneur en oxygène dissous, pratiquement nulle entraîna la mort de 12 à 15 tonnes de poissons sur une longueur de 7 km [VERNEAUX, 1969]. Dans les zones inférieures des grands cours d'eau comme le Doubs, la Loire, la Saône, le Rhône, les D.B.O.₅ couramment relevées se situent entre 3 et 5 mg/l et les valeurs ont tendance à se rapprocher du seuil critique en période de basses eaux.

Remarques. — Si, pour les faibles valeurs (jusqu'à 5 ou 6 mg/l), les résultats peuvent être considérés comme significatifs avec une précision de 1 mg/l, il n'en est pas de même pour les mesures nécessitant plusieurs dilutions successives; la composition des eaux de dilution et des différents ensemencements proposés est en effet discutable.

— La D.B.O.₅ ne doit en aucun cas, être considérée comme unique critère d'estimation de la qualité d'une eau, étant donné qu'elle se trouve, sauf dans de très rares cas de pollutions organiques strictes, plus ou moins *inhibée* par la présence de nombreux composés toxiques, d'hydrocarbures ou de détergents. Ainsi, en aval de Pontarlier (Doubs), la D.B.O.₅ se trouve inhibée par les effluents de l'usine Isorel contenant des substances non biodégradables dont la toxicité est ressentie sur plusieurs dizaines de kilomètres. De même, en aval de Paris, la D.B.O.₅ de la Seine dépasse rarement 10 mg/l malgré la pollution extrême des eaux, par suite de la présence de nombreux détergents et toxiques divers contenus dans les eaux vannes; le même phénomène est observé sur la Romanche en aval des effluents Progyl-Pechiney.

A la limite, on peut même estimer que la présence d'une D.B.O. sensible est une preuve que la rivière peut encore se « défendre » et assurer une auto-épuration active.

Les précédentes restrictions incitent à montrer beaucoup de prudence vis-à-vis de la signification qu'il convient d'attribuer à la D.B.O. dont les faibles valeurs peuvent correspondre à une pollution chimique intense.

En accord avec les données de la « Royal Commission Classification of Rivers » [in KLEIN, 1959], nous retiendrons les classes suivantes :

D.B.O./ ₅ , 20° C, mg/l	classes	situation
D.B.O. < 1	1	normale
1 ≤ D.B.O. < 3	2	acceptable
3 ≤ D.B.O. < 6	3	douteuse
D.B.O. ≥ 6	4	anormale

TABLEAU 13 : classes proposées pour la D.B.O.₅.

12. — Substances azotées.

L'azote se rencontre sous quatre formes principales :

- les nitrates représentant la forme la plus oxygénée de l'azote,
- les nitrites représentant une forme moins oxygénée et moins stable,
- les sels ammoniacaux où l'azote associé à l'hydrogène est devenu comparable à un métal réducteur,
- l'azote organique entrant dans la composition des molécules organiques des êtres vivants. Ces substances sont toujours réductrices et en s'oxydant aux dépens de l'oxygène présent dans le milieu, par l'intermédiaire des bactéries, elles libèrent l'azote qui passe successivement par les stades ammoniacal - nitreux - nitrique sous l'action des bactéries nitrifiantes.

a) *teneur en nitrates* (exprimée en mg/l de NO_3^-).

Dosés après réduction en nitrites dans un appareil Technicon ou au « Nitra Ver IV en poudre » par colorimétrie à l'aide de la trousses HACH, les nitrates sont exprimés en mg/l de NO_3^- (précision : 3,5 %).

Dans les eaux naturelles non polluées, le taux des nitrates est très *variable* selon la saison et l'origine des eaux; il peut varier de 1 à 15 mg/l et une concentration de 2 ou 3 mg/l est tout à fait normale.

Dans les ruisselets issus de sources, la teneur en nitrates est très souvent comprise entre 0,05 et 0,20 mg/l puis elle atteint 1 puis 2 mg/l au fur et à mesure que croît la distance aux sources et corrélativement le *degré de trophie* par suite des apports latéraux et de l'accumulation des matières organiques endogènes.

Dans les rivières jurassiennes et dans la Saône, la teneur en nitrates passe, suivant la distance aux sources, de l'état de traces à 3-5 mg/l et la Seine à Montereau en contient 6 à 8 mg/l entre août et septembre alors qu'il y en a moins de 6 mg/l en amont de Troyes et au contraire 12 à 20 mg/l en aval de Paris. Il faut remarquer que ces concentrations sont toujours plus élevées en hiver, comme le taux de matières en suspension.

Dans l'Allaine, affluent du Doubs, la teneur en nitrates passe de 0,4 mg/l au niveau des sources à 17 mg/l avant le confluent de la Bourbeuse, cette forte augmentation étant imputable à trois importants foyers de pollution.

On peut proposer les classes suivantes pour les valeurs modales d'étiage selon le *degré croissant de trophie* :

mg/l NO_3^-	classes
$[\text{NO}_3^-] < 1$	1
$1 \leq [\text{NO}_3^-] < 3$	2
$3 \leq [\text{NO}_3^-] < 5$	3
$5 \leq [\text{NO}_3^-] < 10$	4
$10 \leq [\text{NO}_3^-] < 15$	5
$[\text{NO}_3^-] > 15$	6

TABLEAU 14 : classes proposées pour les nitrates.

b) *teneur en nitrites* (exprimée en mg/l de NO_2^-).

Dosée au technicon à l'aide du réactif de GRIESS-ILOSVAY [in Standard Methods, A.P.H.A. 1965] ou à l'aide de la trousse HACH au « Nitri Ver » en poudre par colorimétrie, la teneur en nitrites s'exprime en mg/l ou en $\mu\text{g/l}$ (précision : 2 à 3 % au technicon, 5 à 10 % à la trousse HACH). Ils ne se maintiennent que lorsque le milieu n'est pas suffisamment oxydant et leur présence indique un *état critique de pollution organique*.

En aval des effluents résiduaux situés sur les rivières à Truite du Jura comme la Loue, on relève des teneurs en nitrites de 0,01 à 0,06 mg/l; sur le Doubs inférieur de 0,04 à 0,80 et même 1 mg/l

à l'aval de Besançon; sur la Loire à Roanne, les valeurs les plus fréquentes se situent aux environs de 0,1 mg/l et sur la Saône à Lyon ou le Furan à Andrezieux entre 0,5 et 1,5 mg/l.

Dans les eaux exemptes de pollution, il n'y a pas (ou très peu) de nitrites et dans les zones où l'auto-épuration est active, cette teneur se maintient au-dessous de 0,01 mg/l; toutefois l'absence de nitrites ne signifie pas obligatoirement que les eaux soient exemptes de pollution : encore faut-il qu'elle s'accompagne d'une teneur normale en nitrates et d'absence totale d'ions ammonium (NH_4^+); ainsi la Mayenne contient en amont de Mayenne entre 0,3 et 0,4 mg/l de nitrites, mais après la traversée de cette ville, la teneur baisse considérablement parallèlement à l'apparition d'une forte teneur en NH_4^+ . Le même phénomène est observé dans la Sarthe au niveau d'Alençon, sur l'Orne ou sur la Bourbre à l'Isle d'Abeau où l'on relève relativement peu de nitrates mais en revanche de 1 à 2,5 mg/l de NH_4^+ .

Nous ne retiendrons que quatre classes compte tenu du fait qu'en dessous de 10 $\mu\text{g/l}$ il est impossible de différencier les teneurs par la méthode pratiquée.

mg/l de NO_2^-	classes	situation
$\text{NO}_2^- \leq 1/100 \text{ mg/l}$	1	eaux pures ou auto-épuration active
$\text{NO}_2^- \leq 1/100 \text{ mg/l}$	2	pollution insidieuse, perturbation du cycle de l'azote
qq. 1/10 mg/l	3	pollution sensible
$\text{NO}_2^- \geq 1 \text{ mg/l}$	4	état de pollution critique

TABLEAU 15 : classes proposées pour les nitrites.

c) *teneur en azote ammoniacal* (exprimée en mg/l de NH_4^+).

Dosé par la méthode de Nessler [in RODIER, 1960] à l'aide de la trousse « HACH » ou au technicon par le bleu d'Indophénol d'après une réaction signalée par BERTHELOT et adaptée par TETLOW et WILSON [1964], l'azote ammoniacal est exprimé en mg/l de NH_4^+ (précision : 1,5 % au technicon, 5 % à la trousse HACH).

L'azote ammoniacal n'existe que dans les eaux riches en matières organiques en décomposition lorsque la teneur en oxygène est insuffisante pour assurer sa transformation. Dans les canaux du Nord de la France (excessivement pollués), sa teneur atteint 10 à 30 mg/l.

A l'aval immédiat des foyers de pollution on relève fréquemment, en pleine eau, des teneurs de 0,5 à 3 mg/l d'ion ammonium alors que les teneurs en nitrites et en nitrates sont relativement faibles; en aval les teneurs d'azote ammoniacal diminuent et celles des nitrites puis des nitrates augmentent.

Lorsque ce *processus auto-épurateur* ne s'effectue pas, on peut conclure à l'existence d'un *stade critique de pollution*. Ainsi dans le canal de Roubaix (alimenté par la Deule) la concentration en NH_4^+ oscille entre 9 et 11 mg/l (juil. 1969), dans la Seine entre Paris et Rouen, elle varie de 6,5 à 11 mg/l (nov. 1969) et dans l'Eybecque en aval de Steenvorde (Nord), on trouve des concentrations de 12 à 21 mg/l (sept. 1969).

La présence d'azote ammoniacal étant tout à fait *anormale*, nous ne retiendrons que trois classes, compte tenu de la relative imprécision des mesures pour les faibles teneurs.

mg/l NH_4^+	classes	situation
$0 < \text{NH}_4^+ \leq \text{qq. } 1/100 \text{ mg/l}$	1	normale à douteuse
qq. $1/10 \text{ mg/l}$	2	pollution insidieuse sensible
$\text{NH}_4^+ \geq 1 \text{ mg/l}$	3	pollution critique

TABLEAU 16 : classes proposées pour l'azote ammoniacal.

13. — Détergents.

Les composés tensio-actifs anioniques forment avec le vert de Méthyle ou le bleu de Méthylène un complexe de coloration bleu extractible par le chloroforme [méthode LONGWELL et MANIECE, 1955]; par la méthode employée, deux types de détergents sont dosés : les Alkyl benzène sulfonates (A.B.S.), qui ne sont pas bio-dégradables et les Alkyl sulfonates linéaires (L.A.S.) bio-dégradables. La teneur en détergents anioniques est donnée en mg/l avec une précision de 10 à 15 % pour les résultats obtenus à la trousse HACH; cette teneur est exprimée en tétra-propyl-benzène-sulfonate (T.B.S.). Pour les résultats obtenus au technicon par la méthode de LONGWELL et MANIECE, la précision est de 4 à 5 %.

Il y a une vingtaine d'années ces composés n'existaient pas dans les eaux naturelles, mais l'usage généralisé, et abusif, tant industriel que ménager, des détersifs modernes a entraîné progressivement une *pollution* de presque tous les cours d'eau. De nombreuses nappes sont également contaminées et un nombre de plus en plus important de sources contient actuellement des détergents anioniques. L'un des plus importants effets de ces composés est *d'inhiber* le pouvoir auto-épurateur des cours d'eau, de limiter le développement des microorganismes benthiques et de compromettre le fonc-

tionnement des stations d'épuration. Corrélativement la teneur des eaux en phosphates augmente chaque année.

Le développement de la fabrication de détergents non ioniques, bio-dégradables est en cours, toutefois ils sont pour l'instant moins répandus sur le marché que les précédents et des effets toxiques immédiats paraissent à craindre.

On peut considérer actuellement qu'une rivière de plaine contenant moins de 0,1 mg/l T.B.S. est dans une situation « normale »; on relève dans la majorité des cours d'eau de plaine des teneurs de 0,1 à 0,3 mg/l T.B.S. Au-delà de 0,3 mg/l T.B.S. commence le domaine des pollutions critiques. Ainsi la Seine en aval de Paris contenait entre 0,6 et 1,4 mg/l de détergents en novembre 1969 alors qu'ils étaient inexistants ou à l'état de traces en amont de Troyes.

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Par le choix d'un certain nombre d'exemples nous nous sommes proposés de déterminer les amplitudes des variations de 16 paramètres physico-chimiques afin de proposer *des seuils* de pollution et des *classes* d'interprétation.

Chaque composante peut être étudiée dans *l'espace* (profils longitudinaux) ou le *temps* (variations nyctémérales, saisonnières, cycles annuels) et notre intention n'était pas d'entrer dans le détail de ces études particulières mais de situer à l'échelle du réseau hydrographique national, à l'exception toutefois des milieux saumâtres et des zones estuariennes, un certain nombre de valeurs permettant de repérer chaque situation, elle-même complexe et variable, à l'intérieur d'un schéma plus général.

Par exemple lorsque les valeurs représentatives des composantes relevées au niveau des différentes stations d'un cours d'eau ou d'un réseau hydrographique sont confrontées aux classes proposées, les deux cas suivants peuvent être envisagés :

— si l'amplitude des variations dans l'espace (profil longitudinal) se situe à l'intérieur d'une seule classe, sa valeur moyenne, ou modale selon le cas, peut être considérée comme représentative du cours d'eau. On peut alors estimer que le paramètre, dans la situation donnée, ne joue pas un rôle déterminant dans la différenciation longitudinale du cours d'eau mais est facteur d'*homogénéité* : c'est par exemple le cas du pH ou de la teneur en alcalino-terreux dans de nombreux cours d'eau jurassiens dont les « sources » sont des exurgences ou des résurgences à fort débit (Loue, Doubs, etc.).

— si l'amplitude des variations de la composante examinée correspond à 1 ou plusieurs changements de classe, on peut estimer

que le paramètre est susceptible de jouer un rôle déterminant dans la *différenciation longitudinale* des cours d'eau, en particulier dans la répartition des espèces vivantes de l'amont vers l'aval : la composante est alors facteur d'*hétérogénéité*. C'est par exemple le cas de l'oxydabilité ou des teneurs en nitrates et en phosphates le long du Doubs.

Les mêmes confrontations peuvent être effectuées à partir de valeurs représentatives à l'échelle d'un bassin-versant ou de plusieurs régions naturelles.

De même les variations nycthémérales, saisonnières ou les cycles annuels peuvent être utilement confrontés aux classes proposées pour estimer l'importance des amplitudes des variations relevées; ceci n'exclut pas la nécessité de subdiviser chaque classe au cours d'études particulières, les précédentes propositions devant être considérées comme des *repères*, des jalons suffisamment espacés, destinés à préciser la réflexion ou l'intuition écologique et à favoriser la formulation d'hypothèses de travail à partir de données interprétatives qui ne sont que probables.

Le présent travail peut également contribuer à l'établissement d'une codification normalisée des composantes abiotiques et à incorporer dans les traitements informatiques des éléments interprétatifs destinés à orienter le processus discriminatoire des programmes utilisés.

Manuscrit achevé le 15 avril 1970.

RÉSUMÉ

16 composantes physico-chimiques des eaux courantes sont discutées à partir des résultats d'environ 12 000 analyses effectuées de 1960 à 1970 dans les cours d'eau français et de l'examen d'une abondante documentation relative aux travaux européens.

Après l'examen des localisations et des significations de valeurs particulières, des classes sont proposées pour chaque paramètre en tant que repères et bases d'interprétation des analyses chimiques.

CHEMICAL FACTORS IN RUNNING WATERS

DISCUSSION AND PROPOSAL OF CLASSES

AS A BASIS INTERPRETATION OF CHEMICAL ANALYSIS

16 physical and chemical factors, commonly found in running waters, are discussed from the results of about 12 000 analyses made between 1960 and 1970 in French streams, and from a study of the well documented European works.

After the examination of the location and meaning of specific values, classes are proposed for each parameter to serve as guide-marks and bases for the interpretation of chemical analyses.

**CHEMISCHE INHALTSSTOFFE VON FLIEßGEWÄSSERN
BEHANDLUNG UND VORSCHLAG EINER KLASSIFIKATION
ALS GRUNDLAGE EINER LEITLINIE FÜR DIE INTERPRETATION
CHEMISCHER ANALYSENERGEBNISSE**

Basierend auf den Resultaten von ungefähr 12 000 Analysen, die zwischen 1960 und 1970 in französischen Fließgewässern ausgeführt wurden und auf dem Studium einer umfangreichen Dokumentation europäischer Literatur, wird die Bedeutung von 16 physikalisch-chemischen Faktoren von Fließgewässern diskutiert. Nach Untersuchung der Verteilung und der Bedeutung der Einzelergebnisse wird für jeden Parameter als Grundlage einer Leitlinie der Interpretation der Analysenergebnisse eine Klassifikation vorgeschlagen.

TRAVAUX CITÉS

- A.F.N.O.R. 1969. — Détermination de la demande biochimique en oxygène. *F.* 90-103 : 4 p.
- A.P.H.A. 1965. — Standard Methods for the examination of Water, Sewage and Industrial wastes. 12th ed. New-York : 205-208.
- BERTHELEMY (C.). 1966. — Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères et Coléoptères d'eau courante (Hydraena et Elminthidae) des Pyrénées. *Ann. Limnol.*, 2 (2) : 227-458.
- CAPBLANCQ (J.) et LAVILLE (H.). 1968. — Etude morphométrique et physico-chimique de neuf lacs du Massif de Néouvielle (Hautes-Pyrénées). *Ann. Limnol.*, 4 (3) : 275-324.
- C.E.C.P.I. (E.I.F.A.C.). 1964. — Rapport sur les solides finement divisés et les pêches intérieures. *Tech. Paper*, 1 : 27 p.
- CHOUTEAU (F.). 1968. — Influence de la pollution industrielle et domestique sur les populations animales de la rivière Isère au cours de la traversée de la région grenobloise. *Trav. Labo. Hydrobiol., Grenoble*, 59-60 : 39-63.
- CLARKE (F. E.). 1950. — Determination of Chloride in water. *Anal. Chem.*, 22 : 553.
- DECAMPS (H.). 1967. — Ecologie des Trichoptères de la vallée d'Aure (Hautes-Pyrénées). *Ann. Limnol.*, 3 (3) : 399-577.
- DENIGES (G.). 1930. — *Précis de Chimie analytique*. N. Maloine, édit. Paris, I : 123.
- DIEHL (H.), GOETZ (Ch. A.) et HACH (C. C.). 1950. — The versenate titration for total hardness. *J. Amer. Wat. Works Ass.*, 42 (1) : 40-43.
- DOMASK (W. G.) et KOKE (K. A.). 1952. — Mercurimetric determination of chlorides and water soluble chlorhydrines. *Analyt. Chem.*, 24 : 989-991.
- FIASSON (S.). 1964. — *Recherches écologiques sur la faune d'une rivière de la région lyonnaise : l'Yzeron*. Thèse Doctorat d'Etat, fac. Sci. Lyon : 182 p.
- GIUDICELLI (J.). 1968. — *Recherches sur le peuplement, l'écologie et la biogéographie d'un réseau hydrographique de la Corse centrale*. Thèse Doctorat d'Etat, Fac. Sci. Univ. Marseille : 437 p.

- GOUSSEF (G.). 1952. — L'acide carbonique en Limnologie, son importance biologique, ses méthodes de dosage. *Vie et Milieu*, **3** (2) : 113-135.
- HERGUEZ (C.). 1965. — Etude analytique des eaux de rivière de la région Rhône-Alpes, composition, pollution. *Trav. Serv. Hyg. Appl. Inst. Pasteur*, Lyon : 405 p.
- HUET (M.). 1962. — Qualité des eaux à exiger pour le Poisson. *Bull. Inf. Fed. Eur. Protec. Eaux*, **6** : 72.
- KLEIN (L.). 1959. — *River Pollution — I : Chemical Analysis*. Butterworths, Londres : 206 p.
- LANGELIER (W.S.). 1936. — The analytical control of anticorrosion water-treatment. *J. Amer. Wat. Works Ass.*, **28** (10) : 1 500-1 521.
- LEYNAUD (G.). 1968. — L'organisation des études techniques hydrobiologiques. *B.T.I., Minist. Agricult.*, **228** : 369-378.
- LONGWELL (J.) et MANIECE (W.D.). 1955. — Determination of anionic detergents in sewage effluents and river water. *The Analyst*, **80** (3) : 167-171.
- MORTIMER (C.H.C.). 1956. — The oxygen content of air-saturated in fresh waters and aids in calculating percentage saturation. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, **6** : 20 p.
- NISBET (M.). 1958. — Aperçu chimique de quelques ruisseaux des Vosges : le Rabodeau et ses affluents. *Ann. Stat. Hydrobiol. Appl. Minist. Agricult.*, **7** : 270-284.
- NISBET (M.). 1968. — L'eau. Critères de qualité pour la vie piscicole. Evolution de cette qualité. *B.T.I. Minist. Agricult.*, **228** : 231-244.
- PELLETIER (J.) et JOYON (L.). 1964. — Quelques observations physico-chimiques sur la haute vallée de la couze Pavin. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, **49** (3) : 455-472.
- RODIER (J.). 1960. — *L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau*. Dunod Edit. Paris : 358 p.
- SERRA-TOSIO (B.). 1968. — Sels minéraux dissous et densité des populations de Chironomides dans les cours d'eau de montagne. *Trav. Lab. Hydrobiol., Grenoble*, **59-60** : 13-38.
- S.R.A.E. Fr. Comté. 1969-1970. — Travaux et rapports.
- TARZWELL (C.M.). 1957. — Experimental evidence on the value of Trout stream improvement in Michigan. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, **66** : 177-187.
- TETLOW (J.A.) et WILSON (A.L.). 1964. — An absorptiometric method for determining Ammonia in boiled feed water. *The Analyst*, **89** : 453-465.
- TRUESDALE (G.A.), DOWNING (A.L.) et LOWDEN (G.F.). 1955. — The solubility of oxygen in pure water and sea water. *J. Appl. Chem.*, **5** : 53-62.
- TUFFERY (G.) et VERNEAUX (J.). 1967. — Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Exploitation codifiée des inventaires de la faune de fond. *Trav. Sect. Tech. P. et Pisc. (C.E.R.A.F.E.R.)*, Paris : 23 p.
- VAILLANT (F.). 1955. — *Recherches sur la faune madicole de France, de Corse et d'Afrique du Nord*. Thèse Doct. d'Etat, Fac. Sc. Paris : 252 p.
- VERNEAUX (J.). 1968. — Quelques données sur l'état actuel de la couze Pavin et les pollutions dont elle est le siège. *Nat. viv.*, **4-5** : 23-30

- VERNEAUX (J.). 1969. — *Recherches sur une méthode pratique d'étude synthétique des cours d'eau. Application à la rivière Doubs*. Thèse Doctorat spécialité, Fac. Sci. Univ. Besançon : 153 p.
- VIBERT (R.) et LAGLER (H. F.). 1961. — *Pêches continentales. Biologie et Aménagement*. Dunod éd., Paris : 720 p.
- WINKLER (L. W.). 1888. — The determination of dissolved oxygen in water. *Ber. Dtsch. Chem. Ger.*, **21** : 2 843-54.
- Water Quality Criteria. 1968. — Report of the National Technical Advisory Committee. Federal Water Pollution Control Adm. US Depart. of Interior p : 27-110.
- Water Pollution Research, 1956. — Department of Scientific and Industrial Research. Tolerance to low tensions of dissolved oxygen : p. 27-29.

(Division, Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture
du C.E.R.A.F.E.R., Paris
et Laboratoire de Zoologie,
Faculté des Sciences de Besançon.)