

Matière organique
DBO
Lagune côtière
Lagune Ébrié (Côte d'Ivoire)
Organic material
BOD
Coastal lagoon
Ébrié lagoon (Ivory Coast)

Influence des conditions de milieu sur la biodégradation des matières organiques dans une lagune tropicale

Ph. Dufour

Antenne ORSTOM, Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), 74203
Thonon-les-Bains, France.

Reçu le 27/11/81, révisé le 22/2/82, accepté le 5/3/82.

RÉSUMÉ

La demande biochimique en oxygène (DBO) de plusieurs effluents aboutissant en lagune Ébrié a été étudiée à différentes températures et salinités. Entre 25 et 30°C, la cinétique de la consommation d'oxygène est correctement décrite par une équation d'ordre 1. A 20°C par contre, on observe un ralentissement initial, qui n'est totalement levé qu'au bout de 3 jours. Une telle inhibition ne peut se produire *in situ*, où les températures moyennes oscillent entre 24 et 32°C. Par réalisme, la mesure de la DBO en lagune Ébrié s'effectuera à 30°C, moyenne thermique des mois les plus chauds. A cette température, la nitrification peut être sensible après 3 jours. Son élimination sera obtenue par des incubations plus brèves. Dans la pratique, nous proposons de mesurer la DBO des milieux lagunaires tropicaux en 3 jours à 30°C. La valeur ainsi obtenue est comprise entre 110 et 120% de la norme habituelle (5 jours à 20°C).

La DBO est inhibée d'autant plus longtemps que la salinité du milieu récepteur (0 à 35‰) est élevée. Cette inhibition est toujours supprimée après 2 jours. *In situ* elle n'a d'importance qu'au voisinage des points de rejet de matière organique, où elle retarde la minéralisation.

L'impact des variations naturelles de température et de salinité sur la DBO du milieu Ébrié est finalement masqué par les variations supérieures imposées par des échanges d'eaux à charges organiques contrastées. La DBO moyenne des eaux d'origine océanique est de 0,8 mg.l⁻¹. Celle des eaux continentales varie entre 0,4 et 1,8 mg.l⁻¹ selon leur provenance : savane ou forêt. Les effluents de l'agglomération d'Abidjan, ont une DBO moyenne de 330 mg.l⁻¹. Malgré leur faible volume, comparé à celui des autres catégories d'eau, elles sont responsables du tiers de la DBO de la région d'estuaire. La moyenne annuelle de celle-ci varie entre 1,5 mg.l⁻¹ dans le chenal central aux eaux bien renouvelées, à plus de 8 mg.l⁻¹ au fond des baies urbaines abritées.

Oceanol. Acta, 1982, 5, 3, 355-363

ORSTOM.

Fonds Document

N° : 2168

Côte B

Date : 29 DEC. 1982

ABSTRACT

Influence of environmental conditions
on the biodegradation of organic sewage
in a coastal tropical lagoon

The biochemical oxygen demand (BOD) of organic waste flowing into the Ébrié lagoon, at different points was studied at different temperatures and salinities. Between 25 and 30°C, oxygen consumption corresponds to a first order kinetic equation. At 20°C, an initial inhibition of oxygen consumption is observed, and only disappears after three days. Such an inhibition cannot appear *in situ*, where the temperature fluctuates between 24 and 32°C. For practical reasons, BOD was measured at 30°C,

which is the mean temperature of the warmest month in the lagoon. At this temperature, nitrification may be observed in some cases after three days. Elimination of this interference process is effected by shorter periods of incubation. We consequently carried out the routine measurement of BOD of tropical waters at 3-day intervals of incubation, at 30°C. The value obtained was thus about 1,2 times the standard measurement (5 days at 20°C).

The BOD of sewage is inhibited by the salinity of the receiving media: the higher the salinity, the higher and longer the inhibition. After 2 hours, BOD values in water of salinity 35, 20, 10 and 5‰ amount respectively to 17, 50, 69 and 85% of the values in freshwater. This inhibition is transitory, and in all cases disappears after 2 days. *In situ*, such an inhibition is only of importance close to the points of entry of the waste, where it slows mineralization.

The effects on BOD of natural variations of temperature and salinity are ultimately overlapped by those of the greater variations imposed by the exchange of waters bearing different organic loads. The mean BOD of waters of oceanic origin is 0.8 mg.l⁻¹. That of continental waters flowing from the savannah area amounts to 0.4 mg.l⁻¹, while the mean BOD of waters from forested areas is 1.8 mg.l⁻¹. Waste waters from Abidjan city have a BOD of 330 mg.l⁻¹. Despite their limited volume, the latter are responsible for 1/3 of the total BOD of the water contained in the estuarine lagoon region. The annual mean for this region as a whole varies between 1.5 mg.l⁻¹ where waters are well renewed, to more than 8 mg.l⁻¹ in the more stagnant bays close to the city.

Oceanol. Acta, 1982, 5, 3, 355-363

INTRODUCTION

La lagune Ébrié couvre 550 km² le long de 120 km de la côte atlantique au sud de la Côte d'Ivoire (fig. 1). Elle est alimentée par les eaux de l'océan, au travers du canal de Vridi, dans sa région centrale, et par des cours d'eau douce, le principal, le fleuve Comoe, aboutissant à son extrémité orientale. Une description topographique, hydroclimatique et chimique plus précise en est faite dans Varlet (1978), Durand et Skubich (1979),

Pagès *et al.* (1979), Tastet (1979), Durand et Chantraine (sous presse) et Dufour (sous presse).

Abidjan, agglomération de 1,5 million d'habitants, s'étend sur ses berges, y rejetant ses eaux usées, pour la plupart sans traitement préalable. Il en résulte une pollution organique intense, se manifestant en certains secteurs par de graves anomalies des distributions d'oxygène (Dufour, Slepoukha, 1975). La sauvegarde de ce milieu, la préservation des activités de pêches et de loisirs dont il est le siège, ainsi que la protection de la santé publique, nécessitent la connaissance des charges organiques qu'il peut digérer. Or, la région lagunaire soumise à cette pollution subit des alternances et des mélanges d'eau d'origine différente, entraînant d'importantes variations spatiales et temporelles de ses caractéristiques physico-chimiques, en particulier de ses températures et salinités. Il est impératif de connaître l'effet de ces différentes caractéristiques sur le pouvoir auto-épurateur du milieu vis-à-vis des matières organiques.

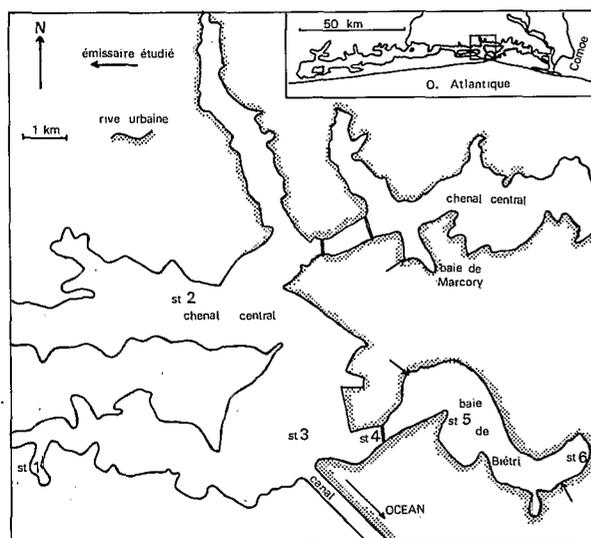


Figure 1
Partie centrale de la lagune Ébrié dans la région d'Abidjan. Position des stations et des émissaires étudiés.
Central region of the Ébrié coastal lagoon. Localization of sampling points and main outfalls studied.

MÉTHODE ET MATÉRIEL

Le pouvoir auto-épurateur vis-à-vis des matières organiques a été apprécié par la demande biochimique en oxygène (DBO). La DBO mesure la quantité d'oxygène consommée par un échantillon d'eau, isolé de l'atmosphère, et incubé *in vitro* à l'obscurité. L'incubation a lieu en laboratoire, à une température stabilisée et selon des normes précises (anonyme, 1971 et 1975 b). Comme le contenu initial en oxygène de l'eau est limité, on est souvent amené à diluer l'échantillon testé, de

façon à maintenir la consommation finale en oxygène entre 30 et 70% de la quantité disponible au départ. Cette dilution, qui est supposée ne pas affecter le résultat final, se fait avec une solution nutritive préparée selon les normes AFNOR (anonyme, 1971). La DBO de la solution de dilution est retranchée de celle de l'échantillon testé. Le calcul permet ensuite de revenir à la DBO de la dilution nulle (celle de l'échantillon brut).

Nous avons étudié en 1976, la DBO de trois importants effluents rejetés en lagune Ébrié, dans la région d'Abidjan (fig. 1). Le premier évacué, en baie de Marcory, 50 l. s^{-1} d'eau d'origine strictement domestique (anonyme, 1972). Le second rejette, en baie de Biétri, 15 l. s^{-1} d'un mélange riche en matière organique issu des abattoirs municipaux et d'un quartier de 5 000 habitants (anonyme, *ibid.*). Le troisième rejette, également en baie de Biétri, 32 l. s^{-1} (Chapellier, comm. pers.), d'un effluent essentiellement organique issu d'une huilerie-margarinerie-savonnerie. La cinétique de la DBO de ces effluents est étudiée plus bas (voir paragraphes « Influence de la température » et « Influence de la salinité »), à différentes températures et salinités.

Les variations saisonnières de la DBO des eaux lagunaires ont été étudiées sur des prélèvements hebdomadaires, pendant 1 an, à 6 stations en surface (fig. 1). La dilution nécessaire, au maximum de 4, était réalisée au moyen d'eau déminéralisée.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Influence de la température

La demande biochimique en oxygène mesure essentiellement la consommation d'oxygène du fait de la minéralisation des matières organiques par les micro-organismes. De ce fait, son intensité est sensible à la température. En lagune Ébrié les températures extrêmes observées sont de 22 et 35°C, les moyennes mensuelles habituelles restant comprises entre 25 et 31°C. Il est important, pour apprécier le pouvoir auto-épurateur du milieu naturel, d'examiner les variations de la DBO d'une même charge organique entre ces températures et de les comparer à celles observées à 20°C, température de mesure normalisée (anonyme, 1971).

Huit prélèvements des effluents étudiés ont été mis à incuber, après dilutions appropriées, aux températures de 20, 25 et 30°C. Les évolutions moyennes de la DBO observées à 30 et 20°C sont portées sur les figures 2 et 3. L'évolution de la DBO à 25°C, non représentée, est du type de celle à 30°C.

La dispersion des résultats, matérialisée par l'écart-type, est importante. Il n'en est pas moins évident que les courbes à 20 et 30°C, sont de type différent, traduisant des cinétiques distinctes. A 30°C elle est traduite mathématiquement par :

$$\frac{d\text{DBO}}{dt} = -k_1 \text{DBO} \quad (1)$$

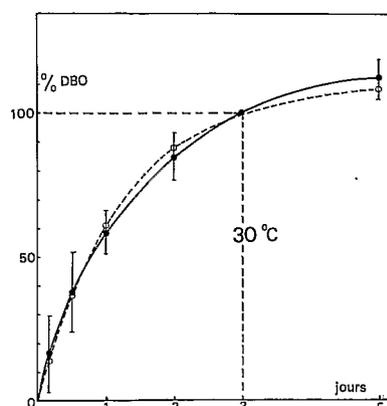


Figure 2

Cinétique de la DBO à 30°C. Moyenne (●) et écart-type des observations exprimés en pour-cent de la DBO au bout de 3 jours. En tireté : position théorique pour une cinétique du premier ordre et un coefficient de dégradation biochimique k de $0,35 \text{ j}^{-1}$.

BOD kinetics at 30°C. Mean values (●) and standard deviations, in percentage of BOD after 3 days. Theoretical values for a first order kinetic and a biochemical degradation coefficient k of $0,35 \text{ d}^{-1}$ (dashed line).

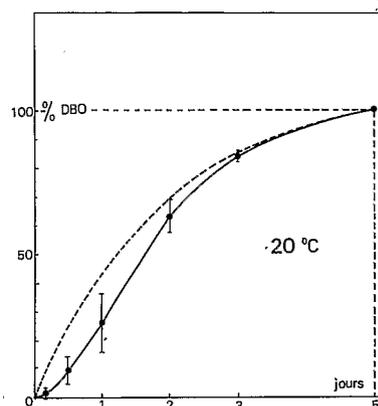


Figure 3

Cinétique de la DBO à 20°C. Moyenne (●) et écart-type des observations exprimés en pour cent de la DBO au bout de 5 jours. En tireté : courbe théorique pour une cinétique du 1^{er} ordre et un coefficient de dégradation biochimique k de $0,22 \text{ j}^{-1}$.

BOD kinetics at 20°C. Mean values (●) and standard deviation, in percentage of BOD after 5 days. Theoretical curve for a first order kinetic and a biochemical degradation coefficient k of $0,22 \text{ d}^{-1}$ (dashed line).

Dans cette équation, DBO est la demande biochimique en oxygène subsistant au temps t , k_1 est le coefficient de diminution de cette DBO. Cette équation traduit une cinétique du premier ordre, exprimant le fait qu'à tout instant la consommation d'oxygène est proportionnelle à la DBO résiduelle. En terme d'oxygène consommé (DBO satisfaite), l'intégration de l'équation (1) conduit à :

$$\text{DBO} = (\text{DBO})_{\infty} (1 - 10^{-kt}) \quad (2)$$

$(\text{DBO})_{\infty}$ est la demande ultime théorique, k le coefficient de dégradation biochimique (selon le système à base 10), et t le temps en jours.

Un bon ajustement d'une courbe représentative de l'équation (2), à la courbe expérimentale de la figure 2, est obtenu pour une valeur de k de $0,35 \text{ j}^{-1}$. Les mesures de k à 30°C sont rares. A cette température, Gotaas (1948) indique des valeurs comprises entre 0,26 et $0,30 \text{ j}^{-1}$. Les évaluations de k à 20°C sont beaucoup

plus fréquentes. Il est possible de les extrapoler à 30°C par application de la relation (3) ci-dessous. C'est ainsi que, d'après Klein (1962), k_{30} ne serait que de 0,16 pour les eaux d'égout brutes. Des valeurs supérieures sont cependant signalées par le même auteur dans des cours d'eau très pollués : de 0,32 à 0,47. Des données de Ruchhoft *et al.* (1948 a), on peut déduire des k_{30} compris entre 0,25 et 0,32 dans des eaux d'égout d'origine variée, tandis que d'après Duarte Fihlo (1972), cité par Sauze (1977), il serait de 0,70 en bassin d'épuration primaire. Ces valeurs élevées, ainsi que celles que nous observons, attestent de l'excellente biodégradabilité des effluents, en particulier leur absence de contenu inhibiteur vis-à-vis de l'activité bactérienne.

La courbe d'évolution de la DBO à 20°C a une forme différente. Streeter and Phelps (1925) cités par Klein (*ibid.*), ont établi que l'effet de la température, θ , sur le coefficient k était correctement évalué par l'équation :

$$k_{\theta} = k_{20^{\circ}\text{C}} \cdot 1,047^{(\theta - 20)} \quad (3)$$

Le coefficient k observé à 30°C étant de 0,35, il devrait être de 0,22 à 20°C. Compte tenu de cette valeur, la courbe d'évolution théorique de la BOD à 20°C respectant la cinétique d'ordre 1 traduit par l'équation (2), est représentée en tireté sur la figure 3. La comparaison avec la courbe observée fait apparaître un ralentissement de la vitesse de consommation d'oxygène au cours du 1^{er} jour. A partir du 2^e jour, au contraire, cette vitesse est supérieure. Il en résulte qu'au bout de 3 jours, la DBO observée est égale à la DBO théorique; puis les consommations d'oxygène évoluent identiquement jusqu'au 5^e jour.

Ce ralentissement initial à 20°C est aussi manifeste sur la figure 4, où est représentée l'évolution temporelle des rapports observés de la DBO à 20°C à la DBO à 30°C. Le rapport, nul au départ, augmente progressivement, pour atteindre, le 3^e jour, sa valeur théorique (rapport des DBO suivant l'équation 2 et un k de 0,22 à 20°C et 0,35 à 30°C).

La relation (1) exprime le fait que seule la matière organique biodégradable est limitante. La biomasse

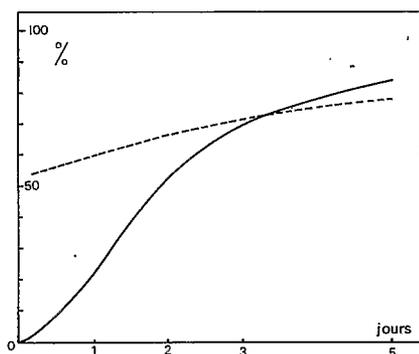


Figure 4

En traits pleins : évolution, avec la durée d'incubation, des rapports de la DBO observée à 20°C à celle observée à 30°C. En tireté : rapport théorique si la cinétique aux deux températures était du 1^{er} ordre, les coefficients de dégradation biochimiques étant de 0,35 j⁻¹ à 30°C et de 0,22 à 20°C.

Solid line: observed time course for the evolution of BOD between 20 and 30°C. Dashed line: theoretical time course for first order kinetics and biodegradation coefficients of 0,35 d⁻¹ at 30°C and 0,22 d⁻¹ at 20°C.

bactérienne (B) est considérée comme suffisante. On peut, par contre, l'imaginer limitante au départ. L'oxydation des matières organiques lui sera alors proportionnelle selon une relation du type :

$$\frac{d\text{DBO}}{dt} = -k'B, \quad (4)$$

dans laquelle DBO est la demande biochimique en oxygène satisfaite.

Si la biomasse bactérienne n'est limitée que par son taux de croissance μ et si on suppose celui-ci constant, on a :

$$\frac{dB}{dt} = \mu B, \quad (5)$$

soit :

$$B = B_0 \exp^{\mu t}, \quad (6)$$

où B_0 est la biomasse initiale.

L'équation (6) décrit donc une croissance exponentielle de la biomasse qui entraîne selon (4) une phase, également exponentielle, d'augmentation de la DBO selon la relation :

$$\frac{d\text{DBO}}{dt} = -k' B_0 \exp^{\mu t}. \quad (7)$$

C'est bien une évolution de ce type qu'on observe à 20°C en début d'incubation. La biomasse bactérienne doit donc y être limitante. Or, du fait du protocole expérimental, les biomasses initiales sont identiques dans les milieux incubés à 20 et 30°C. A 30°C, elles ne semblent pas limitantes. A 20°C, c'est donc plutôt l'activité de la flore bactérienne présente qui est inhibée par la température. A partir du 2^e jour, cette inhibition est levée, soit par adaptation enzymatique de la microflore présente à la basse température, soit par multiplication d'une population nouvelle à métabolisme adapté à 20°C. A partir du 3^e jour, le substrat redevient limitant et les courbes d'évolution de la DBO à 20 et 30°C sont identiques.

Notons que cette inhibition est totalement levée au bout de 5 jours et n'influera donc pas sur les résultats de la mesure normalisée : 5 jours à 20°C (Imhof, 1964). Néanmoins, pour les mesures plus brèves, il sera réaliste d'opérer aux températures du milieu naturel : 25 ou 30°C.

Des considérations d'ordre plus matériel nous incitent en outre à adopter 30°C. En Côte d'Ivoire, la température des locaux est généralement supérieure à 20°C tout en restant inférieure à 30°C, et il est plus facile et économique de réchauffer le milieu d'incubation à 30°C que de le refroidir à 20°C.

L'évolution d'une eau usée aérée se déroule généralement en deux stades : oxydation des composés carbonés, puis nitrification. Ces deux processus consomment de l'oxygène, donc se superposent dans une mesure de la DBO. Tandis que la concentration en carbone dans la matière organique peut être considérée comme grossièrement constante, la concentration en azote y est hautement variable. En outre, la nitrification débute

Tableau 1

Comparaison des DBO (30°C, 3 jours) d'un effluent domestique brut (colonne de gauche) avec celle du même effluent où la nitrification est bloquée par addition d'Allylthiourée (colonne de droite). Unités : mg.l⁻¹.

Effect of nitrification upon BOD (30°C, 3 days) of domestic sewages. Right column: nitrification is inhibited by addition of Allylthiourea. Unity: mg.l⁻¹.

Prélèvement	DBO sans Allyl.	DBO avec Allyl.
1	511	457
	525	473
	527	492
2	827	821
	853	827
3	606	551
	615	552
	637	571
4	574	565
	582	570
	614	574

plus ou moins vite selon les effluents, les taux et les solutions de dilutions. Elle se superpose donc, à des degrés divers, au premier stade et rend difficiles les comparaisons des DBO (Ruchhoft *et al.*, 1948 a et b; Young, 1973). Pour ces raisons, il est conseillé, soit d'éliminer la nitrification, soit de se maintenir à l'intérieur du 1^{er} stade. Selon Imhof (*ibid.*), la nitrification ne commencerait guère qu'au bout de 10 jours à 20°C. Selon Hurwitz *et al.* (1947), Ruchhoft *et al.* (1948 a et b), Buswell *et al.* (1950), elle commencerait fréquemment plus tôt, surtout aux températures élevées. La nitrification peut être éliminée, sans nuire à l'oxydation des composés carbonés, par addition d'allylthiourée à la concentration de 0,5 mg.l⁻¹ (Montgomery, Borne, 1966; Young, *ibid.*). Nous n'avons en général pas observé de différence significative entre les échantillons d'eaux naturelles ou d'effluents ainsi traités, et les témoins non traités, à une exception près (effluent domestique en baie de Marcory, 4 prélèvements à 7, 12, 15 et 18 heures le 21 novembre 1977, tableau 1). La consommation d'oxygène due à la nitrification d'une eau usée domestique est dans ce cas faible, mais significative. La prudence impose donc de ne pas dépasser la durée d'incubation de 3 jours. Le rapport théorique des valeurs ainsi obtenues (à 30°C) aux normes à 20°C pendant 5 jours est de 1,08 selon les équations (2), (3) et (8) [indiquée par Middlebrooks (1975)] :

$$(DBO)_\theta = (DBO)_{20^\circ C} [1 + 0,02(\theta - 20)]. \quad (8)$$

Nous avons observé un rapport moyen de 1,17 (écart-type 0,153) sur les 8 échantillons d'eaux usées étudiés ici, et de 1,20 (écart-type 0,122) sur les 16 échantillons d'eaux naturelles. Il sera donc possible de passer, avec une incertitude raisonnable, de la mesure à 30°C et 3 jours à la norme à 20°C et 5 jours.

Influence de la salinité

En lagune Ébrié, les influences océaniques et continentales, variables selon les lieux et les époques, provoquent des variations de la salinité entre 0 et 35‰. L'élévation

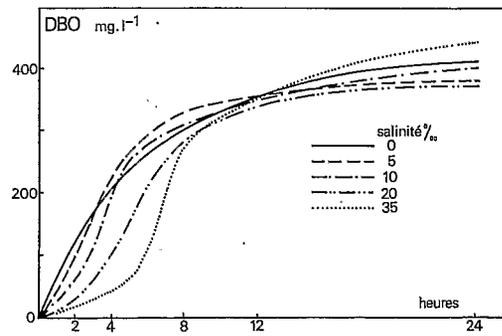


Figure 5
Cinétique de la DBO (30°C) d'un effluent domestique pour différentes salinités du milieu récepteur.
Observed kinetics of BOD (30°C) of domestic sewage at different salinities.

de salinité, en réduisant le taux de saturation des eaux en oxygène, diminue les possibilités d'oxydation. La proportion d'eau océanique du milieu récepteur semble en outre avoir un effet propre sur la vitesse de la demande biochimique en oxygène.

De l'eau d'égout d'origine domestique (effluent en baie de Marcory) a été mise à incuber dans de l'eau de mer plus ou moins diluée par de l'eau déminéralisée, ceci pour amener les salinités finales à 0, 5, 10, 20 et 35‰. La cinétique de la consommation en oxygène a été suivie pendant 24 heures à 30°C (fig. 5). On observe au bout de 2 heures une inhibition, d'autant plus intense que la salinité est élevée. La DBO à 35, 20, 10 et 5‰ représente alors respectivement 17, 50, 69 et 85% de celle obtenue en eau douce. Cette inhibition se manifeste d'autant plus longtemps que la salinité est élevée, mais on constate qu'elle est, dans tous les cas, levée au bout de 12 heures. Lors d'une autre manipulation, sur l'effluent de l'huilerie-margarinerie-savonnerie, l'inhibition de la DBO à la salinité de 35‰ fut levée au bout de 2 jours à 20°C et 3 jours à 30°C (tableau 2).

L'inhibition due à la salinité, ou plutôt à la proportion d'eau marine, se manifeste par l'allure sigmoïde des courbes d'évolution de la consommation d'oxygène, du même type que celle observée en eau douce à 20°C. Elle est à relier au pouvoir bactéricide de l'eau de mer vis-à-vis des bactéries d'eau douce, pour lequel de nombreuses explications ont été suggérées, l'élévation de salinité n'en étant qu'une (Orlob, 1956; Carlucci,

Tableau 2

Comparaison des DBO à 20 et 30°C d'un effluent domestique dilué 180 fois par de l'eau douce et par de l'eau de mer. Unités : mg.l⁻¹.

BOD of domestic sewage, compared at 20 and 30°C, diluted in fresh and seawater. Unit of measurement: mg.l⁻¹.

Temps (°C)	Salinité (‰)	Durée d'incubation :						
		3 h	5 h	10 h	24 h	2 j	3 j	5 j
20	0	0	0,20	0,18	1,11	2,28	2,40	3,21
20	35	0	0,06	0,11	0,48	2,20	2,86	3,08
DBO (35‰)/DBO (0‰)			0,30	0,61	0,43	0,96	1,19	0,96
30	0	0,40	0,60	0,65	1,27	2,67	3,69	3,81
30	35	0,11	0,18	0,41	1,32	1,98	3,48	4,44
DBO (35‰)/DBO (0‰)		0,28	0,30	0,63	(1,04)	0,74	0,94	1,17

Pramer, 1959; Aubert *et al.*, 1968). Cette inhibition serait levée d'après nos résultats, au bout de quelques heures à quelques jours, par la prolifération d'une population bactérienne adaptée aux nouvelles conditions de milieu (Carlucci, Pramer, 1960). Du fait de sa brièveté, elle n'influence pas nos mesures de la DBO effectuées sur 3 jours. Elle ne peut avoir d'importance *in situ* qu'au voisinage immédiat des émissaires où l'arrivée d'eaux usées peut être récente. Plus loin, il est probable que le milieu saumâtre, dans lequel aboutissent les effluents, soit déjà suffisamment ensemencé en bactéries fonctionnelles du fait des déversements antérieurs.

Influence de la circulation des eaux *in situ*

Variations spatio-temporelles de la DBO *in situ*

La DBO des eaux de surface a été suivie chaque semaine, de mars 1977 à mars 1978, en 6 stations de la région d'Abidjan (fig. 6). Dans les secteurs à l'écart de l'agglomération (stations 1 et 2), ou soumis à un fort flux d'eaux naturelles (station 3, à proximité du canal de Vridi), les DBO sont, dans 95% des cas, comprises entre 0,5 et 3,0 mg.l^{-1} . Leur médiane annuelle est de 1,5 mg.l^{-1} . Les DBO augmentent très significativement, d'après le test non paramétrique de Wilcoxon (Snedecor, Cochran, 1971), dans la baie de Biétri. Cette baie, peu ouverte sur le bassin lagunaire central, est

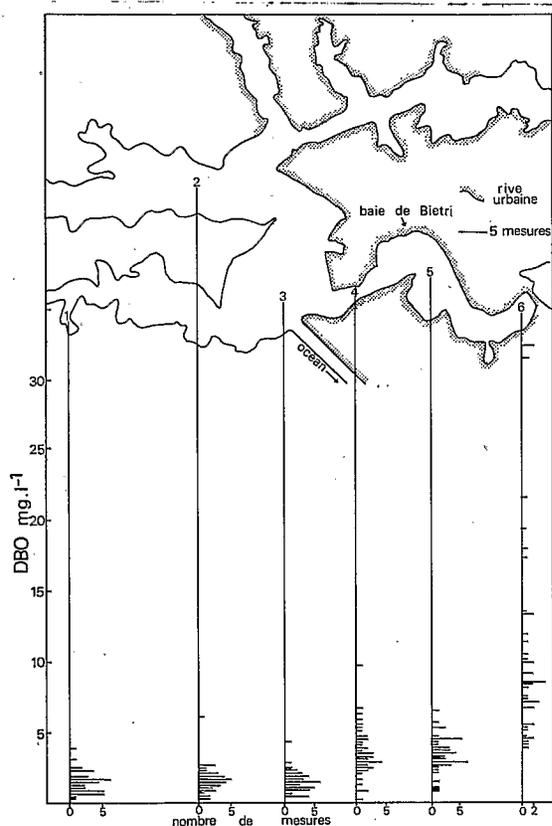


Figure 6
Gradient de la DBO (30°C, 3 jours) de la zone d'estuaire rural à la zone d'estuaire urbain (mesures hebdomadaires de mars 1977 à mars 1978).

BOD (30°C) gradient from rural to urban sectors (weekly measurements between March 1977 and March 1978).

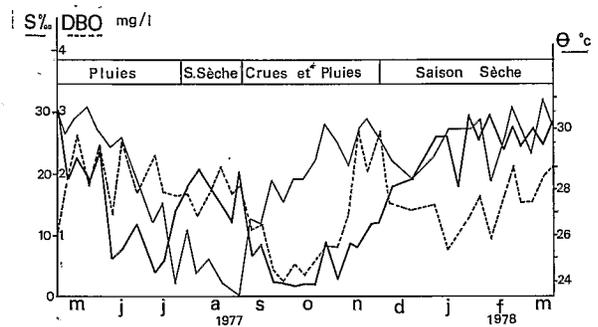


Figure 7

Évolutions saisonnières de la température (trait fin), de la salinité (trait fort) et de la DBO (30°C, 3 jours) (en tiretés), en région d'estuaire rural, en surface à la station 2 de la figure 6.

Seasonal variations of temperature (thick line), salinity (thin line) and BOD [30°C, 3 d (dashed line)] in the estuarine rural sector, at the surface, station 2.

soumise à une intense pollution organique, d'origine domestique et industrielle, équivalente à celle de 450 000 habitants (Colcanap, Dufour, en prép.). Les DBO médianes annuelles sont de 3,34 mg.l^{-1} à l'entrée de la baie, de 3,43 en son centre, et de 8,53 à son extrémité amont (fig. 6).

Il apparaît sur la figure 6, une dispersion des valeurs de la DBO d'autant plus élevée que la station est plus polluée. Nous avons tenté de relier ces variations à celles de l'hydroclimat lagunaire, brièvement rappelées ici.

L'hydrologie des lagunes ivoiriennes est dominée par l'alternance, caractéristique du climat subéquatorial, de deux saisons humides et de deux saisons sèches. La « grande saison des pluies », de mai à juillet, se traduit hydrologiquement par une dessalure des eaux lagunaires dans la région d'Abidjan (fig. 7). En « petite saison sèche » (juillet et août), la salinité remonte au-dessus de 20‰. De septembre à novembre parviennent, dans la région, les eaux du fleuve Comoé en crue et les eaux de drainage de la « petite saison des pluies » locale; les eaux superficielles lagunaires sont alors pratiquement douces. A partir de décembre prend place la grande saison sèche et la salinité de surface remonte à plus de 30‰, celle du fond pouvant atteindre 35‰. Ces variations de salinité s'accompagnent de variations de température. Schématiquement, les eaux superficielles dépassent 27°C de septembre à juin; elles sont relativement plus froides pendant la petite saison sèche, qui est aussi celle de l'« upwelling » marin, en juillet et août.

En baie de Biétri, la DBO varie irrégulièrement, sans liaison avec les paramètres climatiques ou hydrologiques. Aux stations 1, 2 et 3, donc sous influence urbaine moindre, les DBO oscillent autour de 2 mg.l^{-1} de mai à août 1977, en saison des pluies et en petite saison sèche (fig. 7). La DBO diminue fortement en période des crues du fleuve Comoé, atteignant 0,2 mg.l^{-1} fin septembre, début octobre. Elle augmente très fortement en novembre, dépassant alors 2 mg.l^{-1} , tandis que les eaux du Comoé ayant pour origine la zone de savane (dite soudanaise) du nord du pays se retirent, au profit des eaux en provenance de la zone forestière (dite guinéenne) du sud du pays (Dufour, sous presse). La

DBO baisse ensuite; elle reste comprise entre 1 et 2 mg.l⁻¹ jusqu'en mars 1978, donc en grande saison sèche.

Interprétation des variations de la DBO in situ

Les variations thermohalines doivent, d'après ce qui précède, influencer la DBO à proximité des sources de matières organiques. Les faibles salinités et hautes températures doivent l'y accroître. Il en résulte, en négligeant les autres facteurs, que les eaux quittant ces secteurs doivent être relativement mieux épurées et avoir une plus faible DBO. Est-ce là la cause du minimum de DBO observé en station 2 dans un secteur relativement éloigné des sources polluantes (fig. 1) entre septembre et octobre? A cette époque, en effet, les eaux atteignent leur salinité annuelle minimale, tandis que la température est supérieure à 27°C (fig. 7). Si cette explication doit être retenue, les conditions thermohalines similaires de juin devraient provoquer un autre minimum de la DBO, ce qu'on n'observe pas. D'ailleurs, de novembre à août, les variations de la DBO sont faibles et non liées à celles de température ou salinité (fig. 7). Il en est de même aux autres stations régulièrement visitées, en particulier à proximité des sources polluantes de la baie de Biétri (station 6, fig. 1). Force est donc de constater que l'effet de la température et de la salinité sur la DBO est masqué par d'autres facteurs parmi lesquels la circulation d'eaux de qualité différente, dont nous allons ci-dessous apprécier l'impact.

Le bilan des eaux en 1977, dans la région d'Abidjan, s'établit comme indiqué sur le tableau 3. Pour 44 milliards de mètres cubes entrant dans la lagune, 38 parviennent de l'océan (Varlet, 1978), 5,3 des rivières et 0,7 des précipitations (Dufour, sous presse). Les activités humaines ne rejettent que 57 millions de mètres cubes. Si on considère la DBO moyenne de ces différentes catégories d'eau, leur importance dans le bilan d'oxygène est sensiblement modifiée (tableau 3).

La DBO des eaux océaniques côtières est en moyenne de 0,78 mg.l⁻¹ (écart-type 0,19; 13 mesures indépendantes en avril, novembre et décembre 1977). Compte tenu de leur débit, cela représente une demande annuelle en oxygène de près de 30 000 t.

La DBO des eaux continentales est sensiblement différente selon qu'elles proviennent de la région forestière ou densément cultivée du sud du pays, ou de

la région de savanes du nord du pays. Les eaux de la première catégorie ont une DBO élevée : 1,82 mg.l⁻¹ (écart-type : 0,84; 5 mesures indépendantes sur la rivière Agneby en juillet et novembre 1977). Les eaux drainées sur les sols de savane sont charriées par le fleuve Comoé, pour l'essentiel dans sa période de crue de septembre à novembre. Nous ne disposons pas de mesures directes sur ces eaux, mais un ordre de grandeur peut être fourni par les valeurs observées sur les eaux du fleuve Comoé en septembre, octobre et novembre 1977, lors de leur passage dans la région d'Abidjan, à une époque où elles ont pour origine quasi exclusive la zone de savanes : 0,39 mg.l⁻¹ (écart-type : 0,13; 4 mesures indépendantes). Le débit du fleuve pendant ces 3 mois-là, représente près des deux tiers de l'arrivée totale des eaux continentales en lagune (Dufour, en prép.), soit 3,5 . 10⁹ m³, y amenant une DBO de 1 365 t. Toutes les autres arrivées d'eau continentale, soit 1,8 . 10⁹ m³, peuvent être considérées comme originaires de la zone forestière; leur DBO annuelle est de 3 800 t. Les eaux usées de l'agglomération abidjanaise sont évidemment les plus chargées en matières organiques. Celles d'origine domestique ont, d'après nos mesures, une DBO moyenne de 550 mg.l⁻¹ (écart-type 307, 6 prélèvements indépendants par temps sec). Les eaux usées industrielles ont une DBO moindre (Novo, 1974). La demande globale de la ville d'Abidjan, à la fois domestique et industrielle, était en 1977 équivalente à celle de 970 000 habitants (d'après les évaluations de Novo, 1974, et anonyme, 1972; 1975; extrapolées en tenant compte d'un taux de croissance annuel de 10%). En adoptant la norme de 54 g d'oxygène consommé par le rejet d'un habitant en un jour (Imhoff, 1964), la demande globale d'Abidjan fut de 18 980 t d'oxygène en 1977. Les débits des émissaires de l'agglomération étant estimés à 1,8 m³.s⁻¹, la DBO moyenne pour tous les effluents confondus serait de 333 mg.l⁻¹.

Ces 4 catégories d'eau amènent donc une DBO globale de 53 000 t/an, ce qui, compte tenu de leur débit, représente une concentration moyenne calculée de 1,21 mg.l⁻¹. Nous observons qu'à la station 3 (fig. 6), où passent obligatoirement toutes les eaux comptabilisées dans ce bilan, la DBO mesurée des eaux de surface est en moyenne de 1,46 mg.l⁻¹ (écart-type 0,57; 42 mesures hebdomadaires entre mai 1977 et mars 1978). On constate que la différence avec la DBO

Tableau 3

Bilan des apports d'eau et de la DBO dans la région d'Abidjan. Volume d'eau océanique d'après Varlet (1978); autres volumes d'après Dufour (sous presse).

Various forms of water input in the Abidjan region. Sea water volume from Varlet (1978); other volumes from Dufour (in press).

Origine	Volume annuel (10 ⁶ m ³)	DBO (mg.l ⁻¹)	DBO totale (t)	% DBO totale
Océan	38 000	0,78	29 640	55,6
Comoé en crue	3 500	0,39	1 365	2,6
Autres eaux continentales	1 800	1,82	3 276	6,2
Précipitations	700	ε	—	—
Homme	57	333	18 981	35,6
TOTAL	44 057	—	53 262	100

moyenne calculée est très faible. Outre l'imprécision inévitable du type de bilan précédent, le déficit entre la valeur calculée et la valeur observée pourrait être dû à l'absence de considération, dans le calcul, des DBO issues du sédiment et de la pollution organique secondaire. Cette dernière intervient lorsque les effluents sont relativement plus riches que le milieu naturel en éléments nutritifs limitant la croissance du phytoplancton. Il en résulte, après minéralisation des matières organiques des effluents, une production végétale aboutissant à une biomasse carbonée phytoplanctonique supérieure à la biomasse carbonée détritique qui lui a donné naissance. Par contre, à la station 3, la DBO a été mesurée seulement en surface, sans considération pour des eaux plus profondes, plus océaniques, dont la DBO est, en général, très faible.

La proportion de ces 4 catégories d'eau, variable dans le temps et l'espace, a une influence déterminante sur la DBO de la région d'Abidjan, influence bien supérieure à celle que peuvent avoir indépendamment la température et la salinité.

La faible DBO des eaux originaires de la savane, ainsi que leur fort débit en septembre et octobre, expliquent le minimum observé à la station 2 à cette époque (fig. 7). Plus tard, la proportion des eaux issues de la zone forestière augmente pour dépasser 80 % en décembre 1977 (Dufour, sous presse). Leur DBO nettement plus élevée, on l'a vu, explique probablement le maximum observé à cette époque (fig. 7). En saison sèche, de décembre à mars, les eaux lagunaires sont un mélange d'origine continentale, forestière surtout, et océanique. La DBO du milieu lagunaire est alors intermédiaire entre celle de ces deux catégories d'eau. En saison des pluies de mai à juillet, la proportion des eaux continentales forestières augmente et, avec elle, la DBO des eaux lagunaires.

Les eaux usées de l'agglomération, malgré leur faible volume, sont responsables de plus du tiers de la DBO globale (tableau 3). Cette pollution est très inégalement répartie, plus concentrée dans les baies à faible renouvellement des eaux que dans le chenal central balayé par les courants de marée et des rivières. Au fond de la baie de Biétri, à la station 6 (fig. 6), les taux de renouvellement des eaux calculés par Lemasson *et al.* (1981) sont de $0,14 \text{ j}^{-1}$. Ils sont de $0,20 \text{ j}^{-1}$ à la station 5, au centre de cette baie. D'après les débits du tableau 3 et le volume du bassin lagunaire de la région (estimé à $0,35 \cdot 10^9 \text{ m}^3$), le taux de renouvellement moyen des eaux est de $0,40 \text{ j}^{-1}$. Il ne peut qu'être supérieur dans le chenal central, à la station 3, à proximité de l'unique exutoire de la lagune : le canal de Vridi, où transite la quasi-totalité des eaux comptabilisées dans le tableau 3 (à l'exception de $0,7 \cdot 10^9 \text{ m}^3$, correspondant à l'évaporation sur le bassin lagunaire). Au gradient de renouvellement des eaux qui décroît du chenal central vers le fond des baies, correspond un

gradient de DBO inverse : de $1,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ à $8,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ au fond de la baie de Biétri (fig. 6).

CONCLUSIONS

Le test de la DBO prête à plusieurs critiques de fond (Van Beneden, 1962). Comme le souligne Édeline (1979), il suppose l'additivité des polluants et l'insensibilité à la dilution, il se déroule en milieu non agité, ne prévoit aucune adaptation microbienne, et la reproductibilité de ses résultats est médiocre. Pourtant, il intègre l'action de nombreux facteurs du milieu qu'il est difficile de mesurer tous à la fois; de ce fait, il est plus fidèle aux conditions *in situ* que les mesures instantanées, purement chimiques, de la demande chimique en oxygène, du carbone organique total, etc. Par des mesures échelonnées dans le temps et l'espace à partir des sources polluantes, il nous paraît utilisable pour une évaluation correcte du pouvoir auto-épurateur du milieu récepteur vis-à-vis des matières organiques.

Quelle que soit l'importance des critiques qu'on peut lui adresser, ce test nous a permis d'apprécier, de façon rapide, l'importance relative de plusieurs facteurs sur la consommation en oxygène d'une région lagunaire menacée par l'anoxie. Nous avons vu que la température et la salinité ont une action significative sur la DBO *in vitro*. La gamme importante de variation de ces deux paramètres pouvait faire envisager leur action *in situ*. On a vu que, si elle existe, cette action est transitoire, localisée à proximité de sources polluantes, et, à plus grande échelle, totalement masquée par l'effet d'autres facteurs, en particulier le mélange de différentes catégories d'eau à DBO contrastées.

L'action de l'homme dans la région d'Abidjan est loin d'être négligeable. Bien que ses effluents ne représentent guère plus du millième des eaux qui y circulent, la charge organique qu'ils contiennent provoque une DBO dépassant le tiers de la DBO globale. Dans les secteurs qui, du fait d'un faible taux de renouvellement des eaux, se trouvent les plus exposés, la DBO excède le contenu en oxygène du milieu naturel. Ce facteur influe de façon déterminante les teneurs en oxygène de la lagune urbaine décrite par Dufour et Slepoukha (1975).

Remerciements

Ce travail a été partiellement mené sur crédits BSIE de Côte d'Ivoire. Je remercie les chercheurs, techniciens, en particulier MM. Slepoukha et Djedje, et les marins du Centre de Recherche Océanographique d'Abidjan qui y ont collaboré, ainsi que MM. P. Balland, P. Blanc, L. Lemasson, F. Sauze et A. Sournia qui ont relu et critiqué la première version du manuscrit.

RÉFÉRENCES

- Anonyme, 1971. *Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO)*, Norme expérimentale AFNOR, Paris, 6 p.
- Anonyme, 1972. *Étude préliminaire à l'établissement des projets d'alimentation en eau et d'assainissement d'Abidjan*, Rapport n° 5, PNUD/OMS/République de Côte-d'Ivoire, Ministère des Travaux Publics.
- Anonyme, 1975 a. *Assainissement et drainage de la ville d'Abidjan. Programme immédiat. Inventaire et réhabilitation des réseaux existants*, SETU/République de Côte-d'Ivoire, 97 p.
- Anonyme, 1975 b. *Standard methods for the examination of water and waste water*, Annal. Publ. Health Assoc., Washington, 14^e éd., 1193 p.
- Aubert M., Aubert J., Gauthier M., 1968. Le pouvoir autoépurateur de l'eau de mer et substances antibiotiques produites par les êtres marins, *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 5, 137-207.
- Buswell A. M., Van Meter I., Gerke J. R., 1950. Study of the nitrification phase of the BOD test, *Sewage Ind. Wastes*, 22, 508-513.
- Carlucci A. F., Pramer D., 1959. Factors affecting the survival of bacteria in sea water, *Appl. Microbiol.*, 7, 388-392.
- Carlucci A. F., Pramer D., 1960. An evaluation of factors affecting the survival of *Escherichia Coli* in sea water. II Salinity, pH and nutrients, *Appl. Microbiol.*, 8, 247-250.
- Duarte Filho I., 1972. Diseno de lagunas de estabilizacion, *Rapp. Univ. La Havane, Technol.*, 10, 11, 37 p.
- Dufour P., 1981. Les frontières naturelles et humaines du système lagunaire Ébrié. Incidences sur l'hydroclimat, *Hydrobiologia* (sous presse).
- Dufour P., Slepoukha M., 1975. L'oxygène dissous en lagune Ébrié : influence de l'hydroclimat et des pollutions, *Doc. Sci. Centr. Rech. Océanogr. Abidjan*, 6, 2, 75-118.
- Durand J. R., Skubich M., 1979. *Recherches sur les lagunes ivoiriennes*, Centr. Rech. Océanogr. Abidjan, 55 p.
- Édeline F., 1979. *L'épuration biologique des eaux résiduaires*, Cebedoc éd., Liège, Belgique, 307 p.
- Gotaas B. H., 1948. Effect of temperature on biochemical oxidation of sewage, *Sewage Works J.*, 20, 3, 441-477.
- Hurwitz E., Barnett G. R., Beaudoin R. E., Kramer H. P., 1947. Nitrification and BOD, *Sewage Works J.*, 19, 995-999.
- Imhoff K., 1964. *Manuel de l'assainissement urbain*, Dunod, Paris, 405 p.
- Klein L., 1962. *River pollution. II. Causes and effects*, Butter Works éd., Londres, 456 p.
- Lemasson L., Pagès J., Dufour P., 1981. Lagune de Biétri : bathymétrie, courants et taux de renouvellement des eaux, *Doc. Sci. Centr. Rech. Océanogr. Abidjan* (sous presse).
- Middlebrooks E. J., 1975. Nomograph for solution of the BOD equation, *Water Sewage Works*, 153-156.
- Montgomery H. A. C., Borne B. J., 1966. The inhibition of nitrification in the BOD test, *J. Proc. Int. Sewage Purif.*, 357-368.
- Novo B., 1974. *La pollution des eaux par l'industrie à Abidjan*, Rapport dactylographié, Secrétariat d'État chargé des mines, Abidjan, 15 p.
- Orlob G. T., 1956. Viability of sewage bacteria in sea water, *Sewage Ind. Wastes*, 28, 1147-1167.
- Pagès J., Lemasson L., Dufour P., 1979. Éléments nutritifs et production primaire dans les lagunes de Côte-d'Ivoire. Cycle annuel, *Arch. Sci. Centre Rech. Océanogr. Abidjan*, 5, 1, 1-60.
- Ruchhoff C. C., Placak O. R., Ettinger M. B., 1948 a. Correction of BOD velocity constants for nitrification, *Sewage Works J.*, 20, 832-840.
- Ruchhoff C. C., Placak O. R., Kachmar J. F., Calbert C. E., 1948 b. Variations in BOD velocity constants of sewage dilutions, *J. Ind. Eng. Chem.*, 40, 1290-1295.
- Sauze F., 1977. Étude du coefficient de vitesse de dégradation caractérisant l'évolution des eaux polluées lagunées. I. Dégradation des charges organiques, *Ann. Technol. Agric.*, 26, 1, 39-58.
- Snedecor G. W., Cochran W. G., 1971. *Méthodes statistiques*, Assoc. Coord. Tech. Agricole, Paris, 649 p.
- Streeter H. W., Phelps E. B., 1925. Study of the pollution and natural purification of the Ohio River. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and re-aeration, *Bull. US Publ. Health Serv.*, n° 146, 75 p.
- Tastet J. P., 1979. Environnements sédimentaires et structuraux quaternaires du littoral du golfe de Guinée (Côte-d'Ivoire, Togo, Bénin), *Thèse Doct. État, Univ. Bordeaux-I*.
- Van Beneden G., 1962. Passé, présent et avenir du BOD, *Bull. Centr. Belge Étud. Doc. Eaux*, 15, 229, 615-624.
- Varlet F., 1978. Le régime de la lagune Ébrié (Côte d'Ivoire). Traits physiques essentiels, *Trav. Doc. ORSTOM*, 83, 164 p.
- Young J. C., 1973. Chemical methods for nitrification control, *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 45, 4, 637-646.