

Chapitre V

Effet de la température dans les modèles chimiques et écologiques

Impact des rejets thermiques

par

G. BILLEN, I. ELSKENS et J. SMITZ

1.- Conséquences des effets thermiques sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et sur la qualité de l'eau. Généralités

Dans l'étude de l'influence de la température sur les écosystèmes, la science ne se trouve encore qu'au stade analytique : ici et là on dispose de données fragmentaires et toute tentative de synthèse se heurte à des lacunes importantes dans notre connaissance.

Certaines analyses à court terme permettent de conclure à un effet stimulant relatif d'une élévation de température dans les processus de métabolisme, de croissance et de reproduction. On ne peut cependant se satisfaire d'analyses superficielles, d'approches macroscopiques, et il est indispensable de tenir compte du fait qu'un écosystème est profondément enraciné dans le domaine du submicroscopique et du microscopique. Quand on resitue l'impact thermique dans le contexte normal de variations saisonnières, dans le cycle de vie, dans la pyramide alimentaire, dans la dynamique des transferts de la matière de sa synthèse à sa décomposition, il est certain que les décharges importantes d'effluents chauds ont un *effet perturbateur sensible* sur les écosystèmes.

Dans l'évaluation de ces conséquences, on doit tenir compte à la fois des fluctuations naturelles de température consécutives aux variations saisonnières et de la complexité particulière d'un écosystème au sein duquel les facteurs physiques, chimiques et biologiques inter-réagissent sans arrêt de façon à faire *du tout* un système harmonieux *intégré aux facteurs d'ambiance*.

1.1.- Effet sur les microorganismes

Quelques règles générales peuvent être extraites de la littérature en ce qui concerne les conséquences de l'effet thermique sur les communautés de micro-organismes phytoplancton et bactéries hétérotrophes [Billen (1975b)]. Tout le fonctionnement de ces compartiments dépend *du bilan d'oxygène* dans les milieux aquatiques. Ce bilan dépend *de la réaération par l'atmosphère* et de la *consommation nette d'oxygène* par les communautés biologiques. La consommation d'une biocénose peut être positive ou négative selon que le rapport $\frac{P}{R}$ (production/respiration) qui caractérise son métabolisme global est inférieur ou supérieur à un. Les rivières, milieux très ouverts, les estuaires, surtout pollués, présentent de façon permanente un rapport $\frac{P}{R}$ inférieur à 1. La photosynthèse dans ces milieux est d'ailleurs d'autant plus limitée que la turbidité de l'eau y est souvent très importante. Les milieux marins ont généralement des rapports $\frac{P}{R}$ égaux ou supérieurs à un, surtout dans les zones côtières eutrophiées [Billen (1975b)]. Cependant, en hiver ou durant la nuit des rapports $\frac{P}{R}$ inférieurs à un peuvent se présenter. Dans un écosystème de rapport $\frac{P}{R}$ inférieur à un, la consommation nette d'oxygène croît avec la température à peu près de la même façon que le métabolisme hétérotrophe. Lorsque l'activité hétérotrophe dépasse la capacité de réoxygénation, le milieu s'appauvrit en oxygène et, à la limite, l'activité hétérotrophe se fait aux dépens *d'autres oxydants* que l'oxygène, et des composés toxiques, comme Mn^{++} , Fe^{++} , NH_3 , H_2S sont produits [Billen et Smitz (1975)].

Une augmentation de quelques degrés de la température peut alors faire changer fondamentalement l'écosystème aquatique et sa *viabilité* pour les populations piscicoles, même si on n'atteint pas des températures directement nocives pour les poissons.

Enfin, une mention particulière doit être faite au sujet de la pollution fécale. L'évolution des bactéries de la pollution fécale dans les milieux aquatiques dépend

a) de la croissance éventuelle de ces bactéries dans le milieu où elles ont été rejetées,

b) de leur mortalité, notamment sous l'influence de "l'effet antibiotique" dont la nature est essentiellement biologique [Joiris (1974)].

Ces deux effets sont *fortement stimulés* par une augmentation de température. Toutefois, la croissance des bactéries fécales n'est possible que dans un milieu riche en matière organique et de salinité relativement basse. Dès lors, le risque de prolifération des bactéries fécales suite à la pollution thermique n'existe que dans les milieux d'eau douce, fortement chargés en matière organique. Une telle prolifération a effectivement été observée dans l'Escaut supérieur par Mathys (1972). Par contre dans les milieux marins, la disparition des bactéries de la pollution fécale est accélérée par une augmentation de la température.

1.2.- Effets sur la diversité

Les conséquences d'une élévation de température sur la *diversité des espèces* au sein de l'écosystème dépendent *des niveaux* de la pollution thermique. Quand celle-ci est faible, elle ne semble jouer aucun rôle sur la diversité; quand elle augmente au-delà d'une limite qui dépend des conditions naturelles (état zéro, compte tenu des autres facteurs perturbants) il semble que la diversité spécifique se maintient et tend même parfois à augmenter (du moins dans les régions froides); au-delà d'un seuil, on constate presque toujours une réduction de la diversité spécifique qui peut aller jusqu'à l'élimination totale de la plupart des espèces vivantes. En ce qui concerne l'*eutrophisation* (qui dépend essentiellement des facteurs du milieu), il faut remarquer qu'elle est *fortement influencée par la température* et une augmentation même naturelle de quelques degrés peut provoquer son déclenchement. L'influence globale sur l'écosystème se manifeste au niveau de leur affaiblissement ou de leur appauvrissement, le travail de sape pouvant aller jusqu'à leur élimination totale, et en conséquence entraîner une dénaturation de la qualité de l'eau [De Coninck (1975), Micha (1975)].

De plus, il n'est pas possible d'envisager isolément les conséquences du seul effet thermique [Micha (1975)] sur le fonctionnement d'un écosystème aquatique qui reçoit déjà divers types de polluants (cf. effets indirects, synergismes). Le traitement sur cas concret s'impose donc.

2.- Estuaire de l'Escaut

2.1.- Introduction

L'estuaire de l'Escaut reçoit actuellement une intense pollution domestique et industrielle, entraînant une détérioration de la qualité de l'eau dans la zone amont. Les rejets d'effluents chauds consécutifs aux implantations de nouvelles centrales de production d'énergie peuvent aggraver cette situation. C'est ce dernier point que nous nous sommes proposés de développer, par utilisation du modèle mathématique mis au point pour l'estuaire de l'Escaut (voir chapitres I et II), le principe de la simulation consistant à superposer à la situation actuelle l'impact thermique de deux nouvelles unités de 1000 MWe qui pourraient être installées à Doel (Doel III et IV).

Rappelons que pour 1000 MWe produits, une centrale nucléaire PWR doit dissiper par son système de refroidissement entre 435 et 485×10^6 cal/s (1820 à 2030 MW_{th}), une centrale thermique à combustible fossile entre 268 et 308×10^6 cal/s (1120 à 1290 MW_{th}).

Différents systèmes de refroidissement doivent être envisagés au point de vue des rejets thermiques dans l'estuaire et de la consommation en eau qu'ils entraînent : le refroidissement en circuit ouvert, le refroidissement en circuit fermé (utilisation de tour de refroidissement, humide ou sèche), et le refroidissement par solution mixte.

En ce qui concerne le refroidissement en circuit ouvert, on donne ci-dessous les débits d'eau de refroidissement nécessaires pour une centrale nucléaire ou classique de 1000 MWe pour quelques valeurs courantes de l'élévation de température au condenseur (ΔT).

| ΔT (°C) | Centrale nucléaire (m ³ /s) | Centrale classique (m ³ /s) |
|--------------------|---|---|
| 7 | 62 -60 | 38 -44 |
| 10 | 44 -40 | 27 -31 |
| 12,5 | 35 -39 | 21 -25 |
| 15 | 29 -32 | 18 -20 |

En circuit ouvert, le débit d'eau de refroidissement retourne en totalité à la rivière. L'effluent chaud, par mélange au voisinage du point de rejet, subit une certaine dilution, puis est entraîné par le courant. L'échange de chaleur avec l'atmosphère, qui se fait pour environ 50 % par évaporation [Smitz (1975)], engendre au niveau de la rivière une consommation d'eau que l'on peut évaluer approximativement à 0,5 m³/s pour une centrale nucléaire de 1000 MWe (ou à 0,3 m³/s pour une centrale classique de même puissance).

Les tours de réfrigération humides peuvent être utilisées en circuit fermé (dans ce cas, la totalité du refroidissement est assurée par évaporation) ou en circuit ouvert (comme système d'appoint permettant d'abaisser la température des eaux de rejet, par exemple pour satisfaire à des normes légales d'échauffement maximum). Dans le premier cas, les rejets d'eau chaude à la rivière sont limités au minimum nécessaire à la purge (de déconcentration) du système de refroidissement, soit environ 0,2 à 0,4 m³/s pour 1000 MWe. Dans le second cas, on utilise le débit de déconcentration maximum restant compatible avec les normes légales concernant les rejets thermiques dans la rivière [EBES (1975)]. Les pertes par évaporation et par entraînement d'eau pulvérisée, dans le cas du refroidissement en circuit fermé, sont de l'ordre de 0,7 m³/s pour une centrale classique de 1000 MWe, ou de 1 m³/s pour une centrale nucléaire de même puissance [CEE (1974)].

La technique de refroidissement en circuit fermé par tour de réfrigération sèche, où l'eau à refroidir n'entre pas en contact direct avec l'atmosphère, commence à être développée. Les avantages de ce procédé sont évidents (aucun rejet thermique dans la rivière, aucune consommation d'eau

ni émission de vapeur, aucun rejet chimique), mais les coûts (construction et exploitation) sont plus élevés que pour une tour humide.

Dans l'étude présentée, les simulations (profils thermiques, modèles de qualité) sont réalisées en considérant que le refroidissement est totalement assuré en *circuit ouvert*, soit un rejet thermique d'environ 4000 MW au niveau de Doel (correspondant aux deux unités de 1000 MWe Doel III et IV). Les problèmes de consommation d'eau sont sans importance dans l'estuaire de l'Escaut, et ne seront donc pas considérés.

2.2.- Profil thermique

Contrairement à une opinion souvent émise, les estuaires ne constituent pas un milieu idéal pour assurer le refroidissement des centrales thermiques surtout lorsque le débit d'amont est faible comme c'est le cas pour l'Escaut. Les phénomènes de marée et d'inversion de courant entraînent un recyclage de l'eau de refroidissement, de sorte que des relèvements de température importants peuvent être atteints localement et cela plus spécialement au moment des étales de courant.

Le processus de dispersion et de refroidissement d'un rejet thermique est un phénomène essentiellement tridimensionnel, dont la description détaillée ne peut être réalisée en pratique (dépassement des capacités, ...). Un certain nombre de simplifications doivent être adoptées (intégration sur la hauteur, la section, ...), en tenant compte des caractéristiques hydrauliques de l'estuaire (voir chapitre II).

Différents modèles de dispersion thermique ont déjà été utilisés, notamment pour estimer la capacité de décharge d'effluents chauds à Doel et Kallo et les possibilités d'accroître la puissance de ces centrales (W.B. Lab. 1974-1975). La plupart décrivent un échauffement moyen (T) sur la section par une équation du type

$$(1) \quad \frac{\partial}{\partial t} T + u \frac{\partial}{\partial x} T = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (A K \frac{\partial}{\partial x} T) - \frac{d}{A} T - \frac{E}{\rho C_p h} T + \sum \frac{P_i}{\rho C_p} \frac{\delta(x-x_i)}{A}$$

où x est la coordonnée longitudinale suivant l'axe du fleuve, t le temps, A la section, u la vitesse moyenne de l'écoulement, K un coefficient de dispersion (qui dépend de l'échelle de temps adoptée), d

la densité linéique des affluents, E un coefficient d'échange atmosphérique et P_i la puissance de la source i localisée au point x_i .

Le temps caractéristique τ de réponse de la température de l'estuaire à une variation de la situation météorologique peut être estimé par

$$(2) \quad \tau \sim \frac{\rho C_p h}{E}$$

ce qui, pour $h \sim 10$ m, $E \sim 50$ W/m².°C donne $\tau \sim 10^6$ s (~ 10 jours). On peut donc négliger les variations à court terme du coefficient d'échange, et caractériser le refroidissement vers l'atmosphère par un coefficient d'échange moyen.

On peut intégrer l'équation (1) sur un temps suffisamment long pour éliminer les oscillations du courant de marée, et obtenir ainsi une *équation stationnaire* (ceci entraînant une redéfinition du coefficient de dispersion K). Ces modèles constituent une première approche du problème, suffisante en général comme donnée d'entrée du modèle de qualité qui doit évaluer l'impact sur l'écosystème.

Cependant, pour décrire correctement le profil de l'échauffement au voisinage de la source, et notamment les pointes d'échauffement et les phénomènes de recyclage, il est indispensable d'utiliser les modèles *non-stationnaires intertidaux*.

Une *solution analytique* du problème non-stationnaire a été développée par Baron et Wajc (1975) pour estimer l'effet du rejet de 4000 MW_{th} au niveau de Doel. La section de l'estuaire $A(x,t)$ et la vitesse moyenne sur la section $u(x,t)$ sont représentées, à partir des grandeurs mesurées, par un développement en série de Fourier. Une bonne précision est obtenue en limitant le développement aux deux premiers harmoniques.

En supposant le coefficient de diffusion K constant (indépendant de x et de t), l'équation de conservation est écrite sous la forme :

$$(3) \quad K \frac{\partial^2}{\partial x^2} T = \frac{\partial}{\partial t} T + (u - K \frac{\partial}{\partial x} \ln A) \frac{\partial}{\partial x} T + \underbrace{\left(\frac{d}{A} + \frac{E}{\rho C_p h} \right)}_B T$$

où le terme B , selon les valeurs de E , varie de 5×10^{-7} à 20×10^{-7} (s^{-1}). Les conditions aux limites imposent $T = 0$ à une distance suffisante de la source.

Par le changement de coordonnées :

$$d\xi = dx - \left(u - K \frac{\partial}{\partial x} \ln A\right) dt$$

$$d\tau = dt$$

$$t = 0 : x = \xi .$$

L'équation (3) peut se mettre sous la forme :

$$K \frac{\partial^2 T}{\partial \xi^2} = \frac{\partial T}{\partial \tau} + B T$$

ce qui, pour un rejet constant Q à Doel, donne une solution

$$T(\xi, \tau) = \frac{Q}{2 \sqrt{\pi K}} \int_0^\infty \frac{\exp\left(-\frac{\xi^2}{4K\theta} - B\theta\right)}{A(0, \tau-\theta) \sqrt{\theta}} d\theta .$$

Le problème numérique se ramène donc au calcul d'une intégrale et d'une équation différentielle.

Les profils de t° à quatre moments caractéristiques de la marée (approximativement : étale de courant de marée basse, vitesse maximale de flot, étale de courant de marée haute, vitesse maximale de jusant) sont données à la figure 1 ($E = 50 \text{ W/m}^2 \cdot ^\circ\text{C}$, débit d'amont : $140 \text{ m}^3/\text{s}$).

Les profils sont plus accentués en amont qu'en aval à cause de la géométrie en entonnoir de l'estuaire et de la composante résiduelle du courant de marée. L'échauffement maximum varie entre $2,45 \text{ }^\circ\text{C}$ et $2,58 \text{ }^\circ\text{C}$, mais sa position oscille avec une amplitude d'environ 15 km . A Doel même, la fréquence des oscillations est deux fois celle de la marée, la conséquence du fait que le pic de température passe deux fois par la décharge à chaque marée.

Pour des valeurs extrêmes du coefficient d'échange atmosphérique, la fourchette se situe entre $2,26 \text{ }^\circ\text{C}$ et $3,32 \text{ }^\circ\text{C}$ pour l'échauffement à Doel.

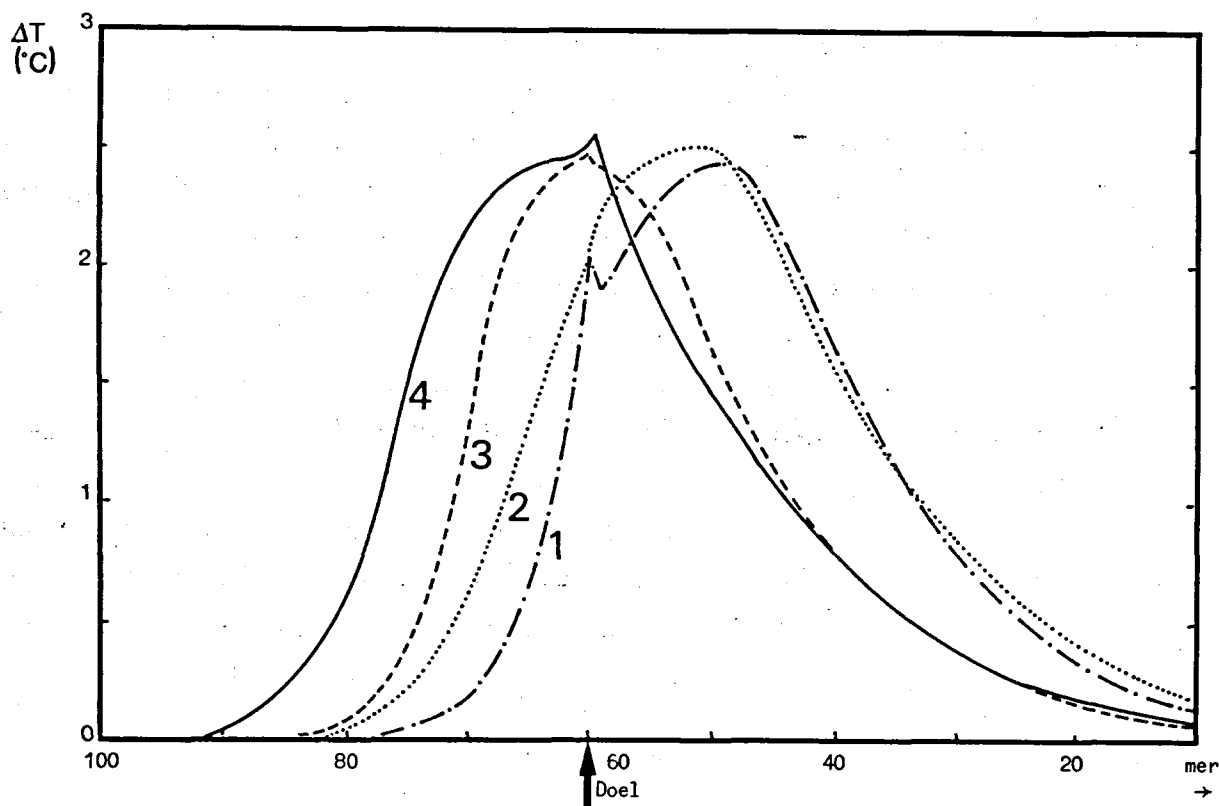


fig. 1.

Profils de température à quatre moments caractéristiques de la marée

2.3.- Effet des rejets thermiques sur la qualité de l'eau.

2.3.1.- Définition de la situation actuelle

L'Escaut reçoit par son cours amont, par le Rupel et par la ville d'Anvers une charge organique considérable, voisine de 150.000 T de carbone par an [Wollast (1973)]. Cette charge cause une prolifération bactérienne considérable, dont l'activité de dégradation dépasse très largement, au moins en été, le pouvoir de réoxygénation de la rivière.

Il en résulte l'installation de conditions anaérobies dans la partie amont de l'estuaire (Rupel-Doel). Comme exposé précédemment, d'autres oxydants que l'oxygène sont alors utilisés pour la dégradation de la matière organique par les microorganismes, et des éléments toxiques comme Mn^{++} , NH_4^+ , Fe^{++} , H_2S s'accumulent dans la phase aqueuse, ce qui se traduit par un potentiel rédox bas. Ce processus est poussé d'autant plus

loin que la température est plus élevée et que les débits d'amont sont faibles, comme le montrent les variations saisonnières du potentiel rédox minimum atteint entre le Rupel et Anvers (chapitre III).

L'activité microbiologique est cependant *insuffisante* pour dégrader complètement la charge organique. En fait, une grande partie de cette charge floccule et sédimente dès que la salinité atteint une valeur voisine de 2 g Cl/l [Wollast (1973)]. L'activité bactérienne diminue également de façon spectaculaire vers cet endroit. Sous l'influence de la réaération par l'atmosphère et du *mélange avec l'eau de mer* non polluée, commence alors une phase de récupération où les différents oxydants utilisés dans la partie amont par les microorganismes sont successivement régénérés. Le stade ultime du processus est la réapparition de l'oxygène, réapparition qui est rejetée d'autant plus loin en aval que le potentiel rédox atteint en amont est bas.

2.3.2.- Effet des rejets thermiques

L'augmentation de la température peut aggraver l'effet de la pollution organique des eaux par la conjugaison des deux processus suivant :

i) augmentation de l'activité bactérienne. Les observations conduites sur un cycle annuel permettent d'évaluer empiriquement l'effet de la température sur l'activité hétérotrophe H ; on obtient une relation du type :

$$(5) \quad H(T) = H(T_0) 10^{\frac{T - T_0}{\theta}}$$

avec θ compris entre 16 et 38 ($^{\circ}\text{C}$).

ii) diminution du pouvoir de réaération. La réaération est directement liée au déficit de saturation :

$$(6) \quad r = K [O_{2\text{sat}} - O_2] .$$

Le coefficient K dépend faiblement de la température,

$$(7) \quad K(T) = K_{15} [1 + 1,5 \times 10^{-2} (T - 15)]$$

mais la concentration de saturation en oxygène décroît sensiblement quand la température augmente :

$$(8) \quad O_{2_{\text{sat}}} (T) = \frac{475}{33,5 + T} \quad (\text{mg/l}) .$$

On peut donc prévoir qualitativement qu'une augmentation de température dans l'estuaire de l'Escaut aura pour effet :

i) d'abaisser les potentiels rédox atteints dans la zone amont (Rupel-Doel);

ii) de retarder la récupération dans la zone aval, c'est-à-dire de repousser vers l'aval la réapparition de l'oxygène dissous.

2.3.3.- Utilisation du modèle de qualité

Pour quantifier ces effets, le modèle du bilan rédox de l'Escaut (décrit au chapitre III) peut être utilisé [Billen et Smitz (1975)]. Le profil thermique (stationnaire) résultant du rejet de 4000 MW_{th} à Doel est calculé pour quatre situations saisonnières : février, mai, juillet, octobre. Les résultats (fig. 2) sont en excellent accord avec les solutions de Baron et Wajc (fig. 1). Les valeurs de la réaération et de l'activité hétérotrophe sont déterminées par les relations (5) à (8), ce qui permet, toutes les autres conditions restant identiques, de recalculer les profils d'oxygène, nitrate, ...

Ces profils peuvent alors être comparés à ceux de la situation correspondante sans rejet thermique (fig. 3). On constate que le réchauffement des eaux affecte sensiblement le bilan rédox. Par rapport à la situation actuelle :

i) les processus réducteurs sont plus prononcés dans la partie amont de l'estuaire. Ces phénomènes s'observent surtout en mai et juillet, mois pendant lesquels la production de Fe⁺⁺ et de sulfure est multipliée respectivement par 1,5 et 2,0. Au niveau d'Anvers, la qualité de l'eau - déjà très mauvaise - se dégrade encore. La production de sulfures qui, actuellement, n'apparaît qu'en été, serait, en présence des rejets thermique, étalée sur toute l'année;

ii) les processus de récupération, et en particulier la réapparition de l'oxygène dissous, est rejetée de 4 km (février) à 6 km (juillet) en aval, entraînant notamment une dégradation de la qualité de l'eau au niveau de la frontière belgo-hollandaise.

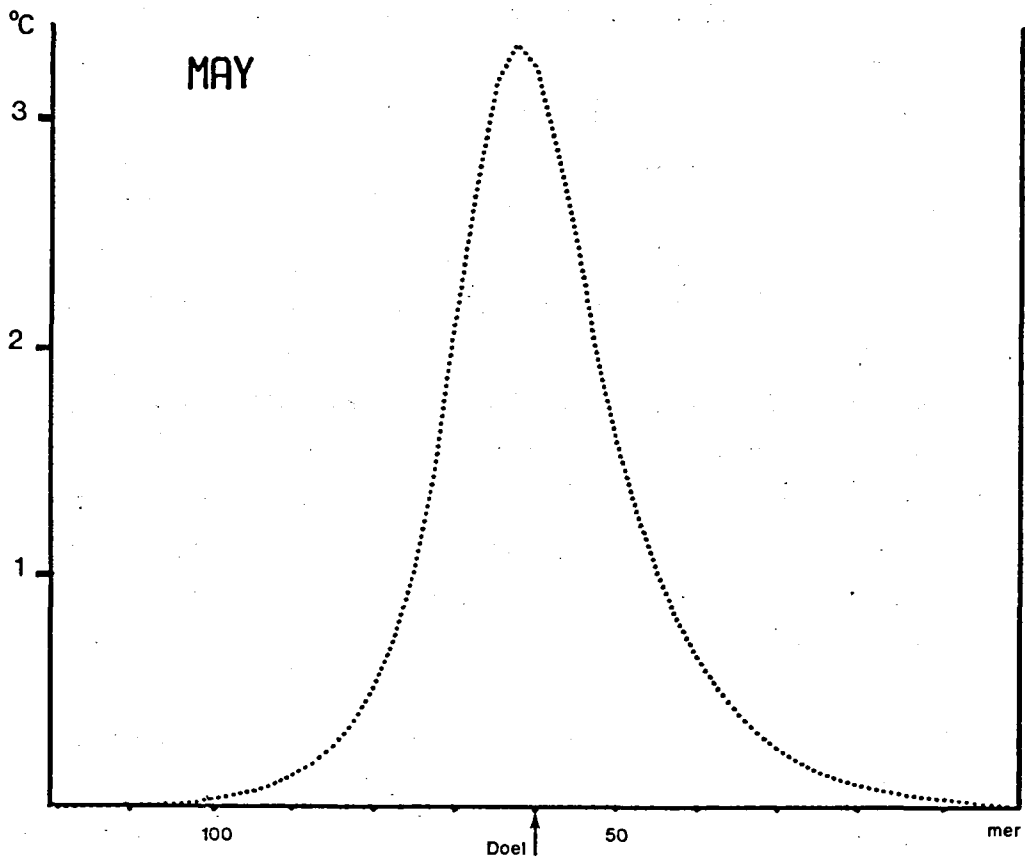
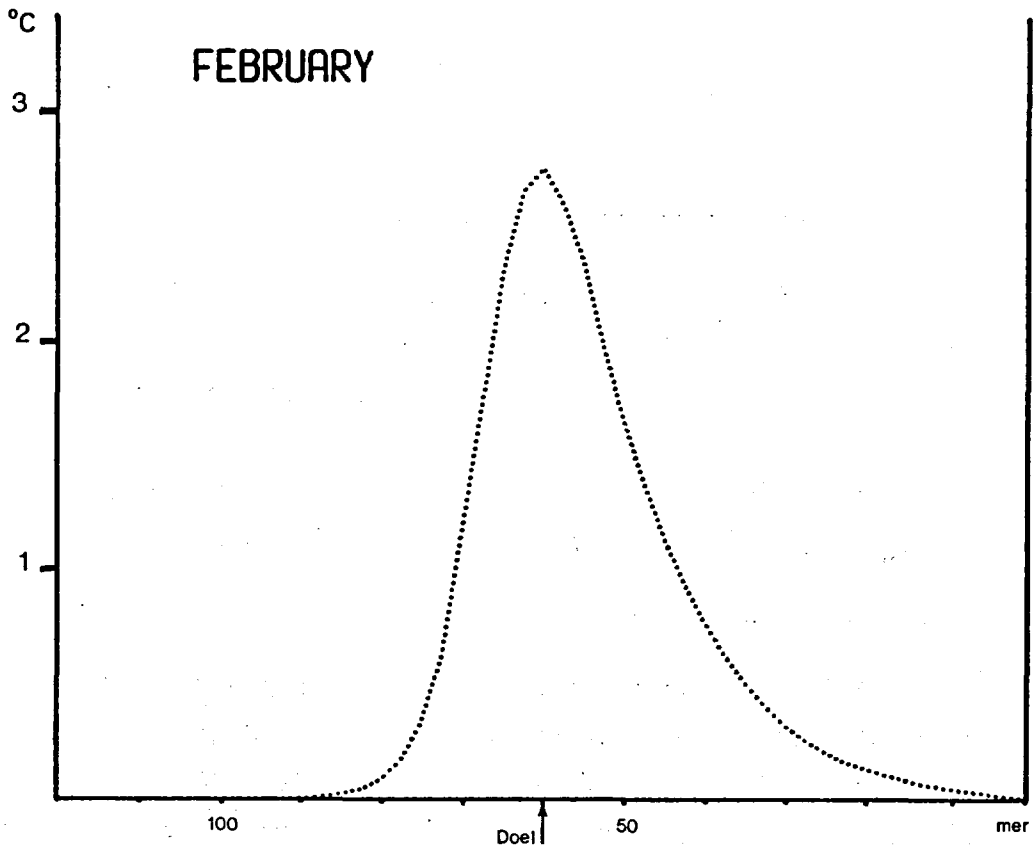


fig. 2.

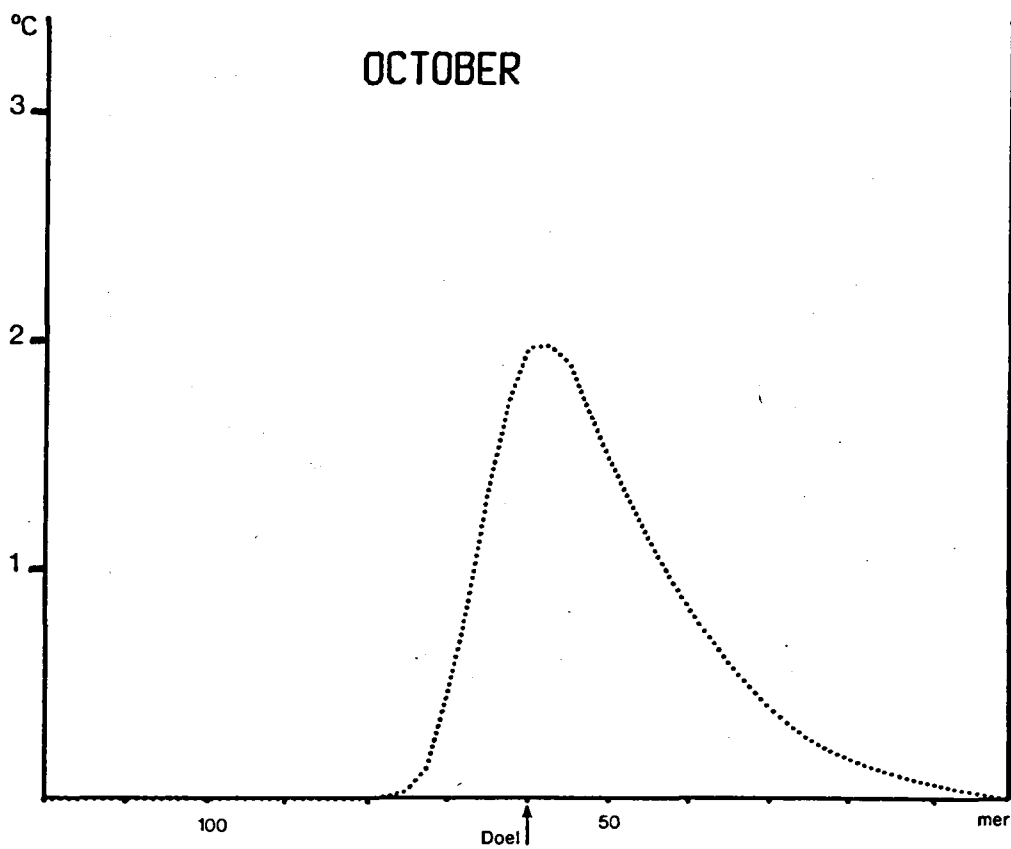
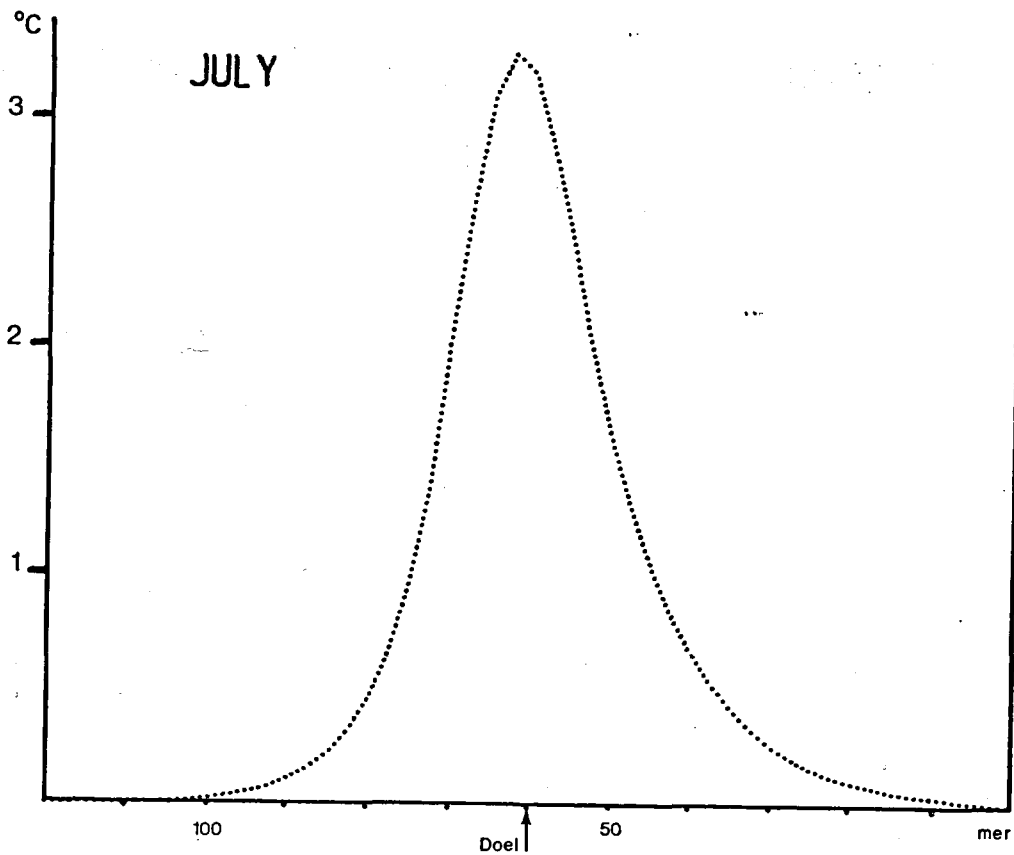


fig. 2.

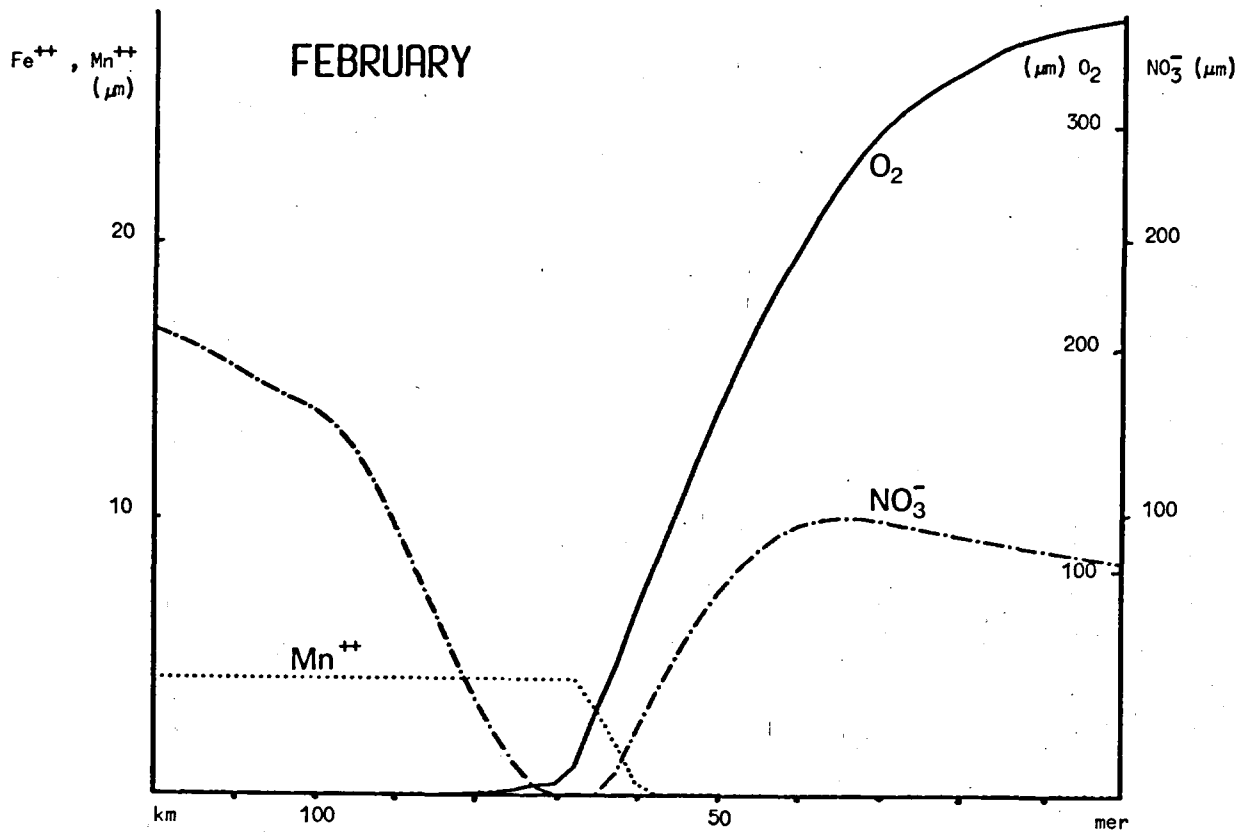
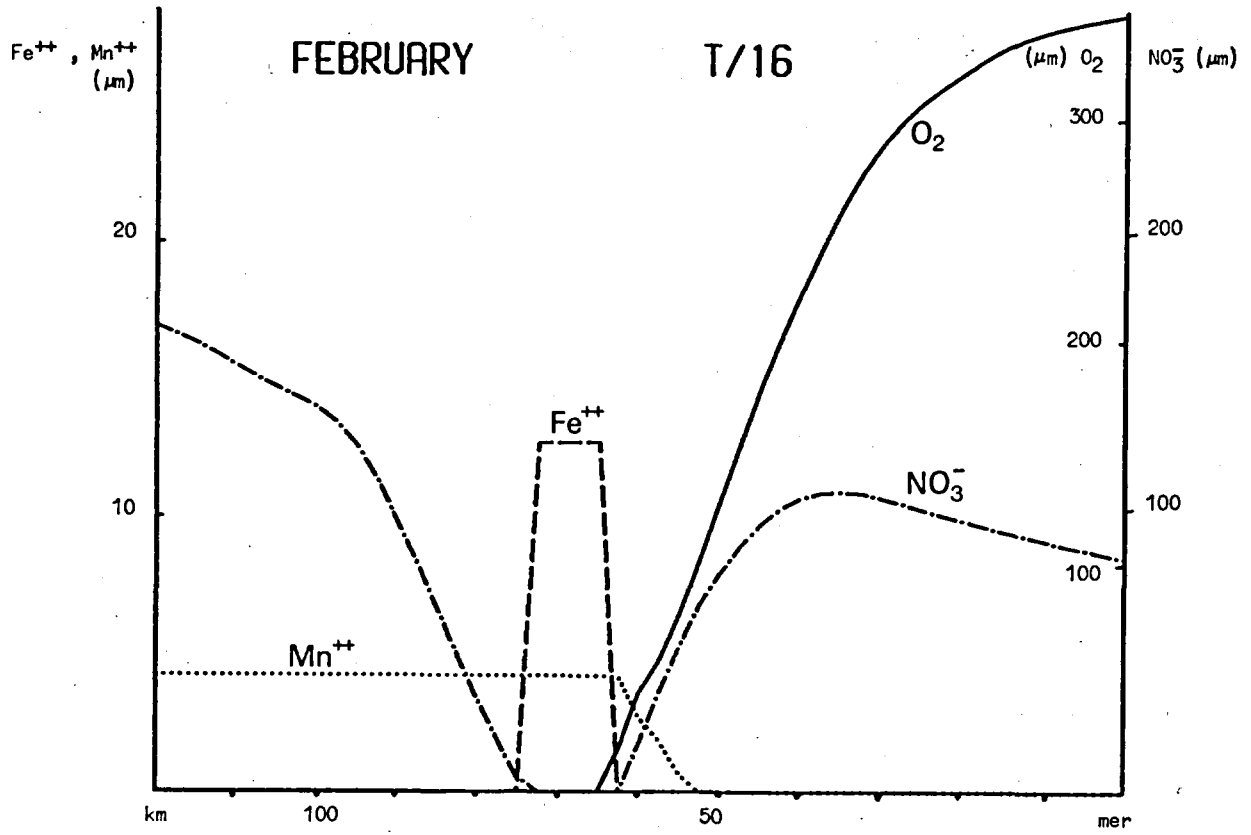


fig. 3a.

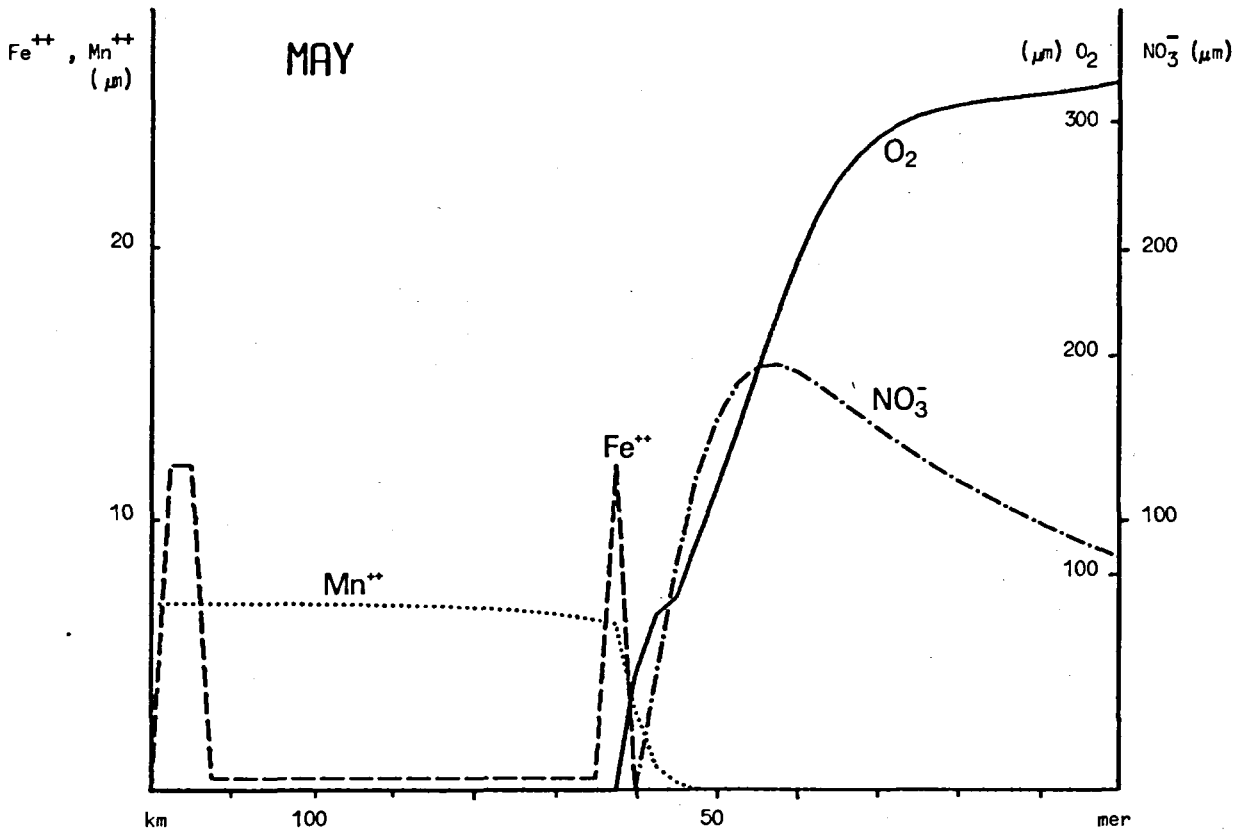
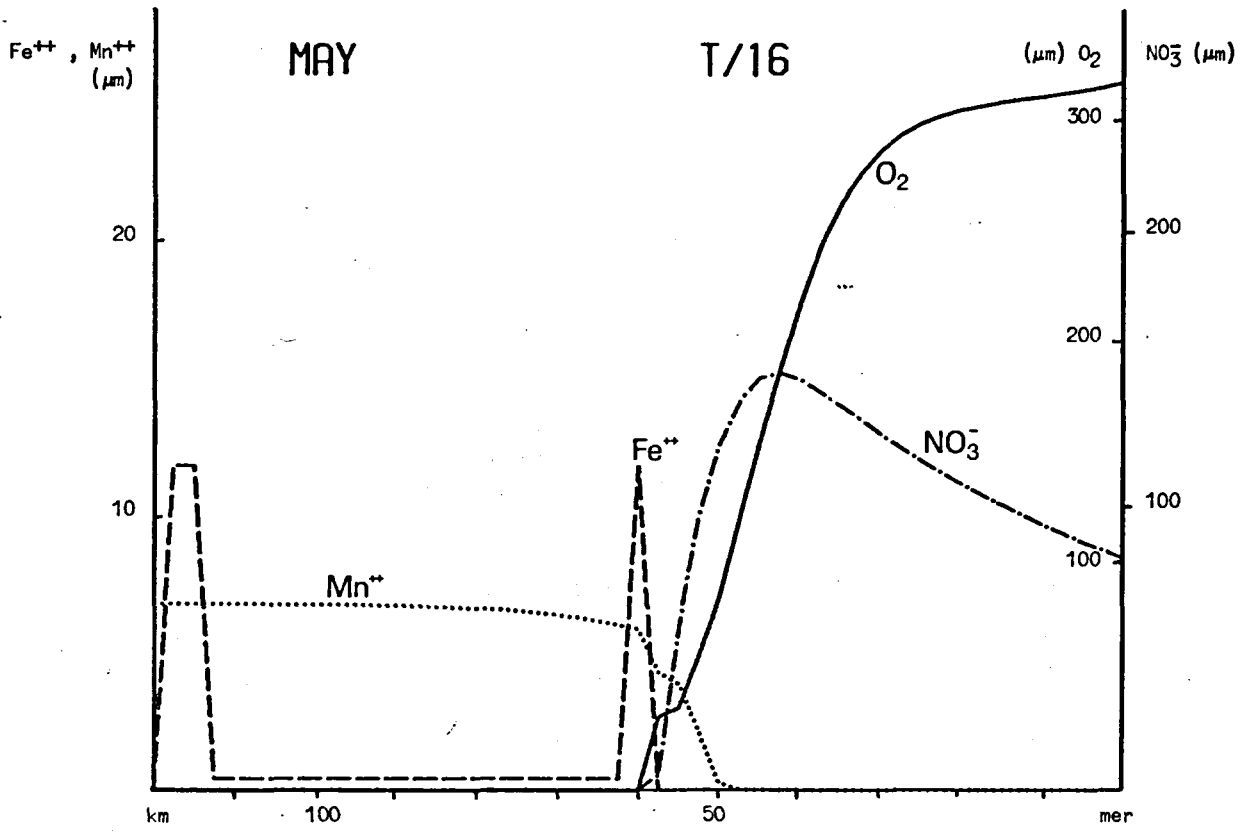


fig. 3b.

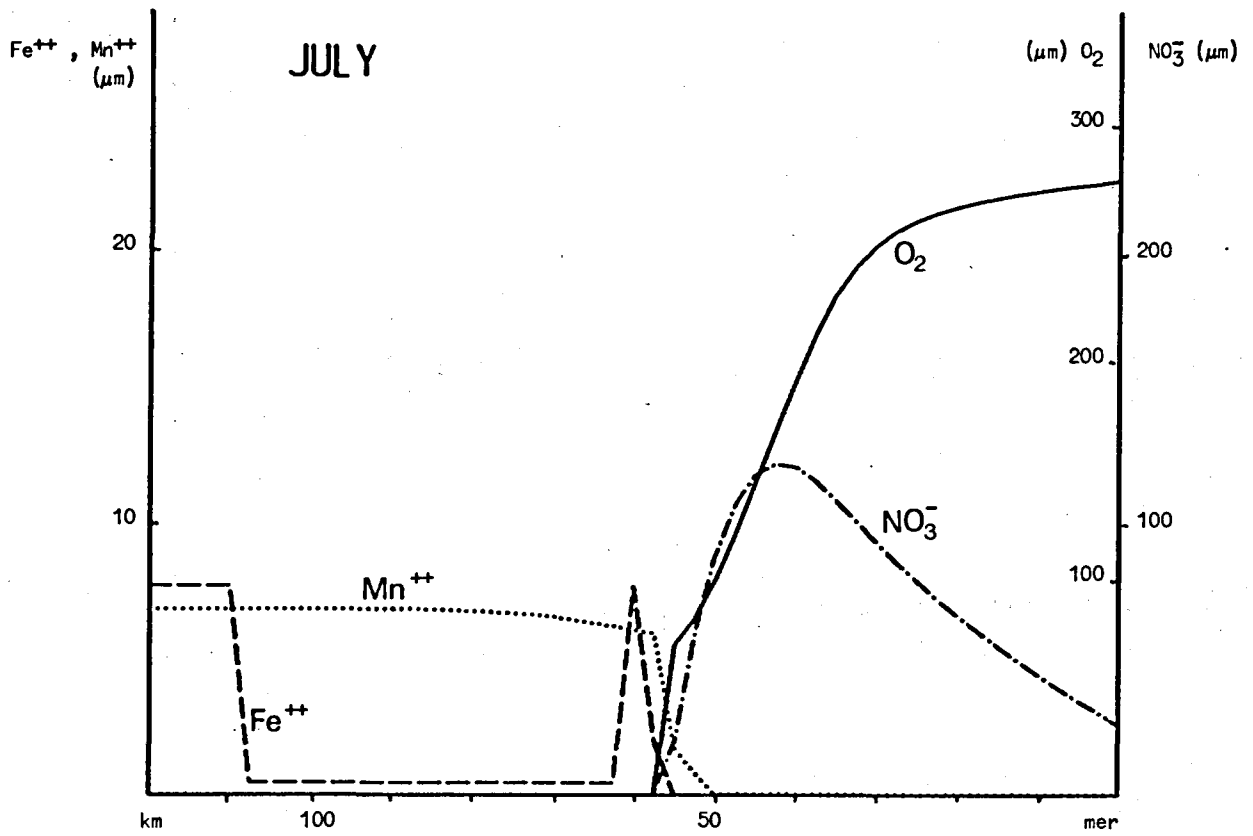
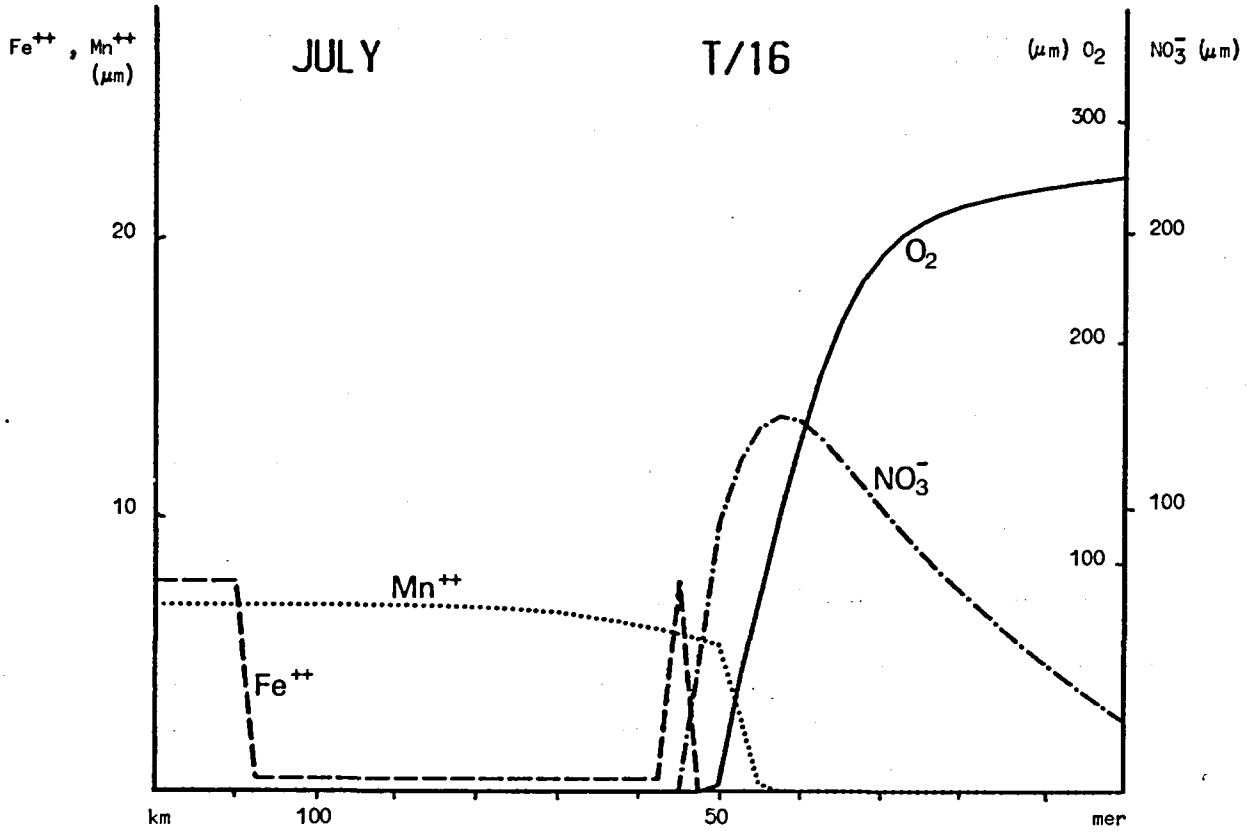


fig. 3c.

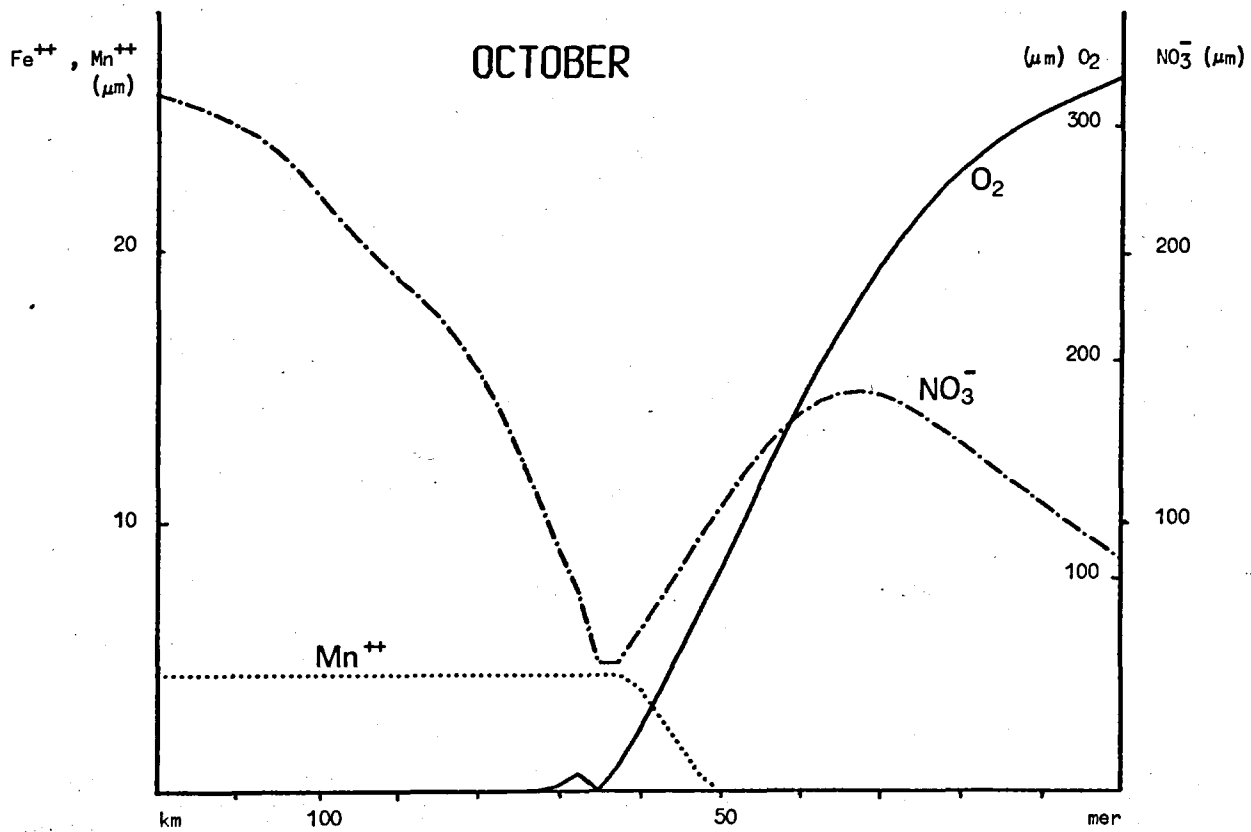
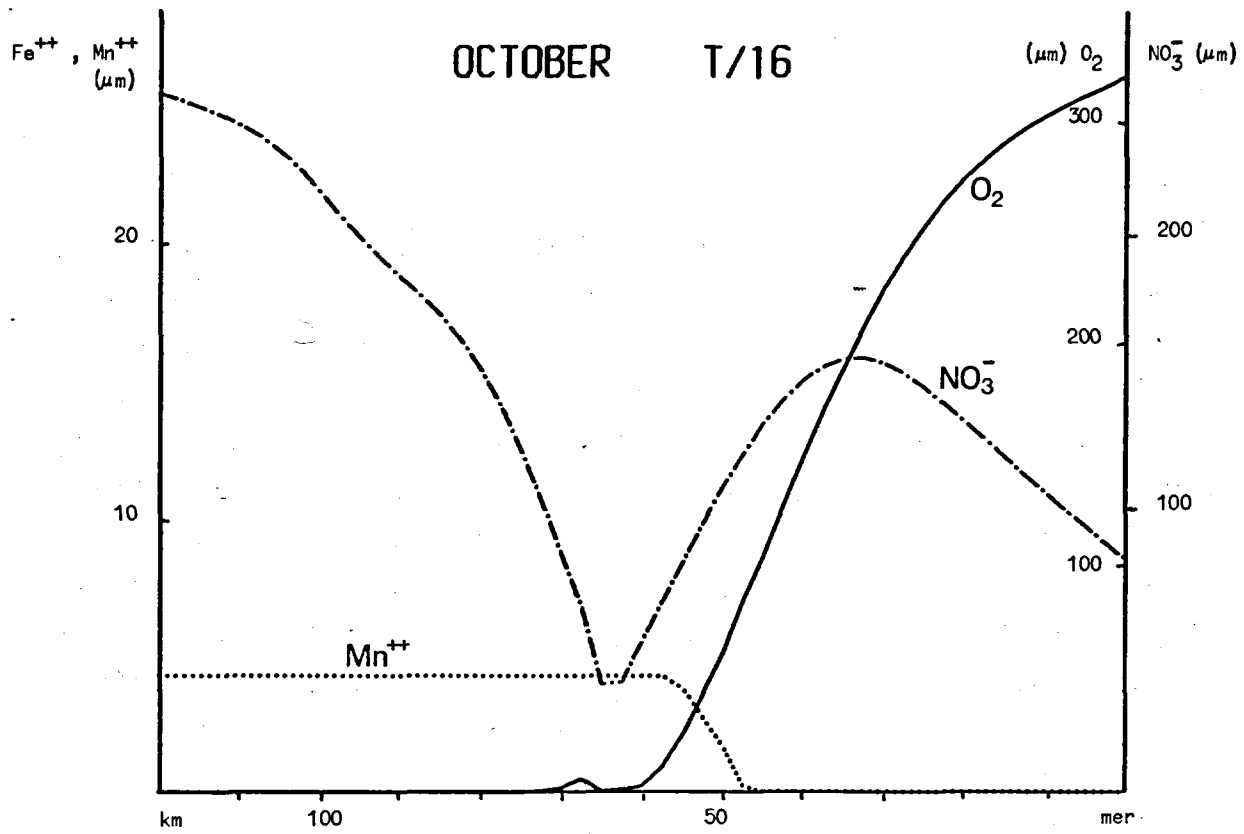


fig. 3d.

2.4.- Conclusions

En conséquence, on peut dire que l'*utilisation du circuit ouvert* comme système de refroidissement au niveau des extensions du site de Doel n'est plus une solution applicable. En effet, dans cette option il ne serait plus possible d'assurer la survie des écosystèmes en tenant compte du dynamisme saisonnier qui garantit la production primaire et sa transformation en matière animale en aval, tout en garantissant le *recyclage* de la charge organique constituant une partie importante du débit solide et de la matière organique en solution en amont. Or, cette auto-épuration s'opère principalement dans les hauts-fonds intertidaux de Saaftinge et dans les autres parties peu profondes du fleuve qui subissent précisément les influences les plus fortes des eaux de surface chaudes et moins salines. A cet égard, il faut signaler que l'estuaire influence les eaux côtières entre Ostende et les embouchures de la Meuse et du Rhin, sites qui jouent normalement un rôle très important en tant que frayères et lieux de croissance des jeunes poissons qui peupleront ensuite la partie méridionale de la mer du Nord [Elskens (1975)].

L'utilisation d'un système de *réfrigération atmosphérique* pour dissiper une fraction de la charge thermique réduit *proportionnellement* les effets sur la qualité de l'eau, partant sur la santé des écosystèmes estuariens et toutes les autres conséquences qui en découlent.

De plus, il faut signaler que les effets sensibles des rejets thermiques seront réduits lorsque le programme des stations d'épuration prévu sera complètement réalisé.

De toute manière, il est évident que

i) la gestion journalière ou saisonnière (en fonction du débit d'amont et d'autres paramètres à prendre en considération) de la fraction du rejet thermique à dissiper par réfrigérant atmosphérique;

ii) la gestion de la localisation et de la fraction à traiter des eaux usées industrielles et domestiques dans les stations d'épurations sont des opérations que l'on doit confier à des modèles du type de ceux qui ont été décrits ci-avant, en y introduisant comme paramètres de commande des critères de qualité particularisés spatialement et temporellement.

Références

- BARON, C., WAJC, S.J., (1975). Contribution of the nuclear power plants at Doel to the temperature profile of the Scheldt estuary, CIPS, Technical Report 1975/CHIM.04.
- BILLEN, G., (1975a). Effet des rejets thermiques sur les microorganismes - axes principaux, Commission d'évaluation en matière d'énergie nucléaire, Gr. VII, Ministère des Affaires Economiques.
- BILLEN, G., (1975b). *in* JO PODAMO, Echange d'oxygène à l'interface air-mer et eutrophication de la mer du Nord, CIPS, Technical Report 1975/OCEAN/01.
- BILLEN, G. et SMITZ, J., (1975a). A mathematical model of microbial and chemical oxydo-reduction processes in the Scheldt Estuary, MATH. MODELSEA (1975), Fisheries Improvement and Hydrography Committee, International Council for Exploration of the Sea, C:21.
- BILLEN, G. et SMITZ, J., (1975b). Thermal pollution in the Scheldt Estuary, Commission d'évaluation en matière d'énergie nucléaire, Gr. VII, Ministère des Affaires Economiques.
- BILLEN, G. et SMITZ, J., (1976). Thermal pollution and water quality in an industrial Estuary, *Proceedings IFIP Symposium*, Brugge, in *Bio-systems Simulation in Water Resources and Waste Problems*, North Holl. Publ. Cy.
- C.E.E. (Commission des Communautés Européennes), (1974). Rapport préliminaire concernant les problèmes de pollution et de nuisances relatifs à la production d'énergie, SEC(74) 1150 final.
- C.E.E. (Commission des Communautés Européennes), (1976). Réduction des effets sur l'environnement des dispositifs de refroidissement et utilisation de la chaleur résiduelle, CEE, Doc. ENV. 2/76E-G.ERNST, G. SPURR, Cooling Towers and their Environment, *cf.* EPA (U.S. Environmental Protection Agency) 440/1-73/029.
- CLAEYS, G., (1968). Het diffusieverschijnsel in de Westerschelde, Waterbouwkunding Laboratorium, Mod. 119, Augustus 1968.
- DE CONINCK, L., (1975). Thermische pollutie en aquatische ecosystem, Commissie van berocad inzake Kernenergie, Gr. VII, Ministerie van Economische Zaken.
- D'HOOP, H., (1972). La pollution thermique des rivières dans les pays de la CEE, *in* Radio-ecology applied to the protection of man and his environment, Intern. Sympos. Proc., Rome, vol. 1, (sept. 1971).
- ELSKENS, I., (1975). Rapport de Synthèse - Ecosystème aquatiques, Commission d'évaluation en matière d'énergie nucléaire, Ministère des Affaires Economiques.

- FOSTER, P.M., (1974). *Droplet growth inside and outside cooling towers, II : Calculation of droplet fall out from cooling tower plumes*, in *Atmospheric Environment*, vol. 8, Pergamon Press, 303-402.
- I.A.E.A., (1974). Thermal discharges at nuclear power stations, their management and environmental impacts, Technical Reports IAEA (International Atomic Energy Agency), nb.155, Vienna.
- JOIRIS, C., (1974). Bacteriology, pollution indicators and antibacterial properties of sea water, *in* Math. Modelsea (1974), Fisheries improvement and Hydrography Committee, International Council for Exploration of the Sea, C:1, 233-240.
- LAFORGE, E., (1975). Invloed van koelwaterlozingen op de watertemperatuur, Waterbouwkundig Laboratorium, stagerapport.
- MATHYS, R., (1972). Communication personnelle.
- MICHA, J.C., (1975). Ecologie du milieu aquatique, écosystèmes des eaux douces, pollution thermique, Commission d'évaluation en matière d'énergie nucléaire, Gr.VII, Ministère des Affaires Economique.
- RONDAY, F.C., (1975). Etude de l'envasement et de la variation longitudinale du coefficient de dispersion dans les estuaires partiellement stratifiés, *Annales des Travaux Publics*, 4.
- ROOVERS, P., (1966). Collector afvalwaters Noorderkempen, Natuurmetingen. Collector afvalwaters Noorderkempen, Modelproeven, Waterbouwkundig Laboratorium, Mod. 119.
- ROOVERS, P., (1968). Collector afvalwaters Noorderkempen, Lozing van Broom-82 in de Westerchelde - metingen van 25/9 tot en met 3/10/1976; Waterbouwkundig Laboratorium, Mod. 119.
- SMITZ, J., (1975). *Modèle thermique de rivière - Température naturelle et rejets thermiques*, dans *Recherche et technique au service de l'environnement*, édité par le Conseil Scientifique de l'Environnement, Univ. de Liège.
- STERLING, A., ROOVERS, P., LAFORGE, E., (1974). Thermische waterverontreiniging in de Westerchelde, Waterbouwkundig Laboratorium, Mod. 295-4.
- STERLING, A., ROOVERS, P., LAFORGE, E., WENS, F., (1975). Thermische waterverontreiniging in de Westerchelde, Waterbouwkundig Laboratorium, Mod. 295-5.
- STERLING, A., (1975). Rapport de Synthèse - Critères de qualité - Commission d'évaluation en matière d'énergie nucléaire, Ministère des Affaires Economiques.

WOLLAST, R., (1972). Circulation, accumulation et bilan de masse dans l'estuaire de l'Escaut, *in* Math. Modelsea, (1973), Fisheries Improvement and Hydrography Committee, International Council for Exploration of the Sea, E19, 231-264.

WOLLAST, R., (1973). *Origine et mécanisme de l'envasement de l'estuaire de l'Escaut*, *in* Rapport de Synthèse, Ministère des Travaux Publics, Borgerhout.