

*A Bernard Dubois, Directeur du
domaine du lac de Virelles, en hommage à son
enthousiasme et à sa disponibilité pour la cause
de la protection de la nature.*

Ce travail n'aurait pu être mené à bonne fin sans l'aide de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, de la Générale de Banque, de la C.F.E., du Comité de Gestion du Lac de Virelles, de la S.P.R.L. Virelles-Nature et de l'Office National de l'Emploi (projet CST n° 30149). Les analyses de pesticides ont été réalisées par le Laboratoire Intercommunal de la Ville de Bruxelles (Y. SUYS). Nous les remercions tous bien vivement.

TABLE DES MATIERES

	Page
1. - INTRODUCTION	7
2. - DONNEES SCIENTIFIQUES	8
3. - DESCRIPTION DES BASSINS VERSANTS ET BATHYMETRIE DE L'ETANG	12
3.1. Cadre hydrogéologique	12
3.1.1. Le bassin versant du Ry Nicolas ou système nord	13
3.1.2. Le système est	13
3.1.3. Le système ouest	14
3.2. La bathymétrie de l'étang	15
4. - ENVIRONNEMENT VEGETAL DE L'ETANG	15
5. - ETUDE DE L'ETANG ET DES AFFLUENTS	16
5.1. Les eaux	16
5.1.1. Objectifs	16
5.1.2. Méthodes	18
5.1.3. Résultats	18
5.1.4. Discussion	25
5.2. Le benthos	29
5.2.1. Objectifs	29
5.2.2. Méthodes	29
5.2.3. Résultats	29
5.2.4. Discussion	32
5.3. Le sédiment	34
5.3.1. Objectifs	34
5.3.2. Méthodes	34
5.3.3. Résultats	34
5.3.4. Discussion	36
6. - PROPOSITIONS D'AMENAGEMENT	37
BIBLIOGRAPHIE	40

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

	Page
FIGURES	

1. Bassin versant et stations de prélèvements	43
2. Carte de la bathymétrie	44
3 à 9 Résultats des analyses physico-chimiques	45
10. Corrélations entre phosphates, détergents et bactéries à la station 8	52
11. Répartition des stations de prélèvements du benthos	53
12. Fréquences de poids des chironomides	54
13. Mesures de pénétrabilité du sédiment	55
14. Densité globale du sédiment	56
15. Evolution de l'activité photosynthétique en 24 h	57
16. Photo aérienne de l'étang au 10 mars 1987	58
17. Schéma du pénétromètre de HAKANSON	56
18. Schéma du projet d'aménagement	59
TABLEAUX	

I. Variations de la hauteur d'eau de l'étang	15
II. Teneurs en pesticides	19
III. Teneurs en sulfates, chlorures, alcalinité et conductivité	21
IV. Concentrations en éléments nutritifs	21
V. Apports volumiques des divers affluents	23
VI. Quantification des apports nutritifs	25
VII. Dénombrement du benthos	31
VIII. Evolution des biomasses benthiques	31
IX. Biomasse des chironomides pour des écosystèmes de faible profondeur	31
X. Composition granulométrique du sédiment	35
XI. Contenu du sédiment en matières organiques et carbonate de calcium	36
XII. Contenu du sédiment en azote et carbone	36

RESUME

Après avoir passé en revue les données dont nous disposons sur l'étang de Virelles, nous décrivons notre recherche et les résultats obtenus. Ceux-ci concernent la qualité de l'eau de l'étang et des affluents, le benthos et les sédiments.

L'étang est eutrophe avec un excès de phosphore amené par les affluents qui drainent le bassin versant et par les égoûts d'un quartier du village. Le débit et les apports sont calculés. Le sédiment est formé d'une vase très fine, facilement remise en suspension. La faune benthique est peu abondante et peu variée. Nous terminons par une proposition d'aménagement.

1. INTRODUCTION

L'étang de Virelles, dénommé traditionnellement " Lac de Virelles" par les habitants de la région, est situé à 3 km de Chimay, dans la botte du Hainaut et à la limite Est de la dépression Fagne-Famenne. Il est, hormis les lacs de barrage, le plus vaste plan d'eau de Belgique. Sa superficie actuelle est de 115 ha dont 78 ha d'eau libre. Il se déverse dans l'Eau Blanche, affluent du Viroin et donc de la Meuse.

Il fut aménagé dans une dépression humide de la Fagne à la suite de l'essor de la métallurgie locale au XIVe siècle (*). Une première digue fut érigée en 1410 au travers de la vallée du Ry Nicolas en vue de créer un plan d'eau destiné à alimenter une roue à aubes qui actionnait les soufflets et marteaux de la forge de Virelles, située au déversoir. Au XVIIIe siècle, une deuxième forge s'installe. La digue est rehaussée et la superficie de la retenue d'eau est doublée.

Différentes industries vont graviter autour de l'activité des forges, comme l'écorçage du chêne et la tannerie. La pratique de la chasse et de la pêche se développe, ainsi que le faucardage des roseaux et la vannerie. Peu avant la première guerre mondiale, l'étang s'ouvre au public et est l'objet d'une exploitation piscicole et touristique. 600 m de plage sont aménagés pour les baigneurs, après y avoir supprimé les macrophytes aquatiques. Des canots sont à la disposition des amateurs. Les canards et cygnes sont nourris à raison de 6 tonnes d'orge par an ; les poissons à raison de 100 tonnes de maïs par an.

En 1985 l'étang est acheté à la Princesse de Caraman-Chimay par la Générale de Banque, qui en confie la gestion à 3 associations de protection de la nature: RNOB (Réserves Naturelles et Ornithologiques de Belgique), AVES et WWF (World

(*) Selon un article signé SAINT-MARC, paru dans la revue du Touring-Club de Belgique du 1/9/1935, c'est au Moyen-âge que des moines, désireux de s'assurer une provision de poissons pour les nombreux jours de jeûne, ont barré d'une digue à bon endroit un des affluents de l'Eau Blanche, le Ry Nicolas.

Wildlife Fund). Le but des gestionnaires est de concilier le tourisme récréatif, la conservation de la nature et l'éducation à l'environnement.

Le présent travail a été entrepris dans le but d'étudier la qualité de l'eau et les potentialités biologiques de l'étang, afin de contribuer ainsi à une restauration et à une gestion optimale du site.

Après avoir passé en revue les données historiques et scientifiques dont nous disposons déjà, nous décrirons l'environnement végétal actuel et le cadre hydrogéologique. Un chapitre sera ensuite consacré à la description de nos recherches et aux résultats obtenus, tant sur la qualité de l'eau que sur le benthos et le sédiment. La carte (fig.1) représente le site et les stations de prélèvements. Toutes ces stations sont situées au niveau des affluents sauf le point 11 qui est situé au déversoir et représente donc l'eau de l'étang.

Des propositions d'aménagement sont présentées.

2. DONNEES SCIENTIFIQUES

Les plus anciennes données concernant la biologie de l'étang proviennent du dossier n° 40 de l'Administration des Eaux et Forêts, rédigé par LESTAGE (1932). On y fait état des variations de la faune piscicole dans l'Eau Blanche, qu'on attribuait aux eaux boueuses rejetées dans la rivière au départ de l'étang, à certaines époques de l'année. La boue provenait, semble-t-il, du Ry Nicolas (ou ruisseau de Lambercies), affluent principal de l'étang. Toujours dans le même rapport LESTAGE signale que, vers 1906, l'étang fut choisi par le Docteur ROUSSEAU pour y créer une station de biologie lacustre. Au bout de quelques jours d'exploration la pauvreté du site s'avéra telle que le projet fut abandonné. On y note en outre que "l'étang ayant été agrandi au cours du temps, la terre végétale a disparu et le schiste a été mis à nu". La profondeur maximale de l'eau, en 1932, était de 1,5m. On abaissait régu-

lièrement les eaux pour favoriser la chasse, ce qui entraînait l'assèchement des rives. L'eau libre était exploitée pour l'élevage des carpes, qui recevaient une nourriture artificielle abondante.

Les premières données sur la qualité physico-chimique de l'eau et sur la végétation sont dues à SYMOENS (1957). Il qualifie l'eau comme étant de type famennien, légèrement basique et moyennement minéralisée. Le plancton est à dominance de *Bacillariophycées* et constitue un groupement voisin de l'association planctonique à *Fragilaria crotonensis* et *Asterionella formosa*. Le zooplancton semble à dominance de copépodes et de rotifères. La végétation littorale peut se rattacher au *Myriophylleto-Nupharetum*. Elle est constituée en plein étang par *Ranunculus circinatus*, *Potamogeton crispus* et *P. pectinatus* et, plus près des rives, par *P. lucens*, *P. natans*, *Myriophyllum sp.* et *Nymphaea alba*. La zone de ceinture est constituée par une roselière très variée dominée par *Phragmites australis*.

En 1966 MOMMAERTS établit la composition ionique de l'eau de l'étang, qui occupe une position intermédiaire entre le type ardennais et le type calcitique condruzien. En considérant le rapport Cyanophyta/Chlorophyta de PRESCOTT et le rapport Chlorococcales/Desmidiaceae de THUNMARK, qui permettent de définir l'appartenance trophique d'une eau à une classe déterminée, il situe Virelles parmi les eaux de type eutrophe. Le printemps biologique y débute précocement car le 28 mars 1965, les nitrates ont déjà disparu de la solution. Il fait remarquer cependant qu'ils sont en moyenne peu abondants (<1 mg/l) ce qui peut paraître paradoxal pour une eau eutrophe mais s'explique par l'abondance de phytoplancton, consommateur d'azote nitrique.

Il nous paraît opportun de noter ici qu'en 1974 les exploitants de l'étang y ont déversé de l'herbicide (INGRAN) à raison de 1,25 kg/ha/m de profondeur, dans le but de faire reculer la végétation et de favoriser ainsi le tourisme nautique. Cette pratique néfaste a eu pour conséquence la disparition des divers macrophytes signalés par SYMOENS (1957).

DARTEVELLE & VERHAEGEN (1981) ont effectué des dénombrements de bactéries dans le sédiment et une série d'analyses physico-chimiques des affluents du lac, à des endroits différents de nos stations actuelles.

En 1983 et 1984 nous avons nous-même effectué quelques observations (non publiées) sur le zooplancton. Nous avons pu déterminer les organismes suivants, très abondants en été et en automne :

Tintinnides: *Codonella lacustris*

Rotifères: *Keratella cochlearis*

Trichocerca pusilla

Euchlanis sp.

Polyartha dolichoptera

Polyartha remata

Cladocères: *Bosmina Eubosmina corigoni*

Daphnia longispina

Leptodora kindtii

Copépodes: *Cyclops vicinus vicinus*

Acanthocyclops vernalis

Ostracodes: *Cypridopsis vidua*

Physocypria klei

Ces 2 dernières espèces, rencontrées plusieurs fois dans le plancton, sont considérées comme faisant partie du zoobenthos.

En 1985 DE CLERCQ et OSAFU, de la Vrije Universiteit Brussel, consacrèrent leurs mémoires de fin d'étude à des aspects variés de la flore et de la physico-chimie.

DE CLERCQ (1985) a étudié les diatomées benthiques des ruisseaux d'alimentation de l'étang, les diatomées planctoniques de l'étang et la physico-chimie des eaux. Les ruisseaux des bassins versants contiennent des diatomées de la zone β -mésosaprobe. L'étang contient surtout des organismes β -mésosaprobés mais aussi des espèces α - β mésosaprobés. Indépendamment des fleurs d'eau à cyanophycées, les espèces dominantes

sont les diatomées *Cyclotella menghiniana*, *Melosira granulata*, var. *angustissima*, *Nitzschia acicularis* et *N. gracilis*.

OSAFU (1985) a réalisé des analyses physico-chimiques de divers endroits du bassin versant, un relevé des diatomées épiphytes de *Phragmites australis*, ainsi que des dénombrements et déterminations de bactéries. Elle trouve en moyenne plusieurs centaines de bactéries coliformes/ml (indice de pollution fécale), aux point H et E (fig.1), de l'ordre de la centaine/ml aux points 5,1 et P, quelques dizaines/ml aux points X,B et A. Elle a isolé, parmi les coliformes, *Citrobacter freundii* en (1), *Klebsiella* sp. en (P) et *Yersinia enterocolita* en (X).

Une autre approche bactériologique a été réalisée par CAUDRON (1985). Il a dénombré environ 100.000 bactéries par ml d'eau de l'étang, dont 12.000 coliformes/ml à l'embouchure du Ry Nicolas et 900/ml à l'exutoire de l'étang. Entre autres coliformes il a également isolé des *Citrobacter* et des *Klebsiella*.

Dans une ancienne revue "Chasse et pêche" que nous n'avons pu dater avec précision mais qui se situe aux alentours de 1928, L. BELLEFROID signale qu'on va effectuer une vidange de l'étang, ce qui n'avait plus été pratiqué depuis 100 ans. Il a pu observer des brochets de 1m à 1m20, des carpes de 1m, des tanches de 3 kg, des perches de 2 kg et des anguilles de "très grandes dimensions". Il signale aussi la présence de gardons, rotengles, brèmes et vandoises.

Les vidanges suivantes ont été effectuées tous les 2 à 3 ans jusqu'en 1971. Tout récemment, les poissons de Virelles ont fait l'objet d'études par le laboratoire d'éthologie de l'Université de Liège (PHILIPPART & HALLET-LIBOIS, 1986). Les poissons présents (brochets, sandres, carpes, brèmes, gardons, perches et tanches, pour ne citer que les principaux) ont été déversés en 1971 dans l'optique d'une exploitation piscicole extensive et pour la pêche sportive. Ces espèces

comptaient, en 1986, une majorité de grands poissons dont certains ne se reproduisaient même plus et constituaient un "cul de sac" pour le transfert de l'énergie au sein de l'écosystème de l'étang. Il n'existait pas d'espèces de petite taille à forte productivité qui puisse fournir une nourriture abondante aux espèces piscivores. C'est notamment pour ces raisons qu'une vidange du lac a été effectuée fin 1986. Les grosses carpes et brèmes qui seraient, par leur broutage, responsables de l'absence de recolonisation par la végétation ont ainsi été exportées, (10 tonnes de brèmes et 4,5 tonnes de carpes). Le réempoissonnement consistera surtout en jeunes gardons, perches, tanches et brochets.

Un aperçu de l'avifaune de Virelles a été dressé par JACOBS en 1983. En 1986, de nouvelles observations ont été effectuées par DUBOIS et SCOHY (communications personnelles) et par PHILIPPART, 1986 . Selon ces observations, parmi les oiseaux qui nichent à Virelles, on trouve les grèbes huppés, canards colverts, foulques macroules, poules d'eau, râle d'eau et bruants des roseaux. D'autres oiseaux sont présents, généralement en faible effectif, en hivernage ou lors de leurs migrations: tous les canards de surface et plongeurs, les harles, grèbes castagneux, sarcelles d'hiver et d'été, busards des roseaux et busards Saint-Martin, grands butors, grands cormorans, balbuzards pêcheurs, hérons cendrés, chevaliers guiguettes, bécassines. Généralement ils restent peu de temps sur le site.

3. DESCRIPTION DU BASSIN VERSANT ET BATHYMETRIE DE L'ETANG

3.1. Cadre hydrogéologique. Le bassin versant de l'étang de Virelles couvre environ 3000 ha et peut être subdivisé en 3 parties. (fig.1). La plus importante, au nord, est constituée par le bassin du Ry Nicolas (environ 2150 ha), affluent principal qui prend sa source à 7,7 km du lac. A l'est se trouve un bassin de 5 affluents plus modestes (environ 400 ha)

et à l'ouest un ensemble plus ou moins artificiel de ruisseaux et fossés de drainage (environ 500 ha). La nature des sols et sous-sols nous est donnée respectivement par les cartes de REMY (1980) et FORIR (1900).

3.1.1. Bassin du Ry Nicolas (A, fig.1). Le sous-sol est constitué principalement d'assises du dévonien supérieur (étage famennien inférieur) appelées assises de Senzeille, de Mariembourg et d'Esneux. Il est formé de schistes verdâtres ou violacés, fréquemment noduleux, et de psammites. Localement on note la présence de l'assise de Souverain-Pré du famennien supérieur.

Les sols des versants sont limono-caillouteux à drainage imparfait. Ils sont occupés par la forêt ou par des prairies gorgées d'eau l'hiver et soumises à la sécheresse l'été.

Dans les vallées, les sols sont argileux et marqués par un excès de ruissellement. C'est le domaine des forêts humides, de l'aulne et des prairies inabordables en périodes pluvieuses. Localement apparaissent des plages de sol limoneux de faible épaisseur, soumises à des alternances d'engorgement et de dessiccation qui en limitent les possibilités en termes d'agriculture.

Ce bassin versant comporte au total 43% de forêts. C'est le milieu d'élection de la chênaie-charmaie. Les exploitations agricoles de type herbager sont isolées et au nombre d'une quinzaine.

Le point de mesure 1 (fig.1) est destiné à caractériser les apports de ce bassin.

3.1.2. Système est (C, fig.1). Ce système est constitué de 3 petits affluents (1,2,3, fig.1) à bassin purement forestier, et de 2 affluents (5,6) à bassins mixtes prairies-forêts.

Les 3 bassins forestiers (respectivement 27, 24 et 12 ha) se trouvent sur l'assise de Mariembourg constituée de schistes souvent violacés et de psammites. Les sols sont argileux, la texture lourde et le drainage naturel déficient.

Le premier des bassins mixtes (5, fig.1), d'environ 123 ha, a les mêmes sols et sous-sols que les précédents mais comprend 43% de prairies et 3 exploitations agricoles.

Le deuxième, du ruisseau du "Fond des Sarts" (6, fig.1), d'environ 161 ha, a un sous-sol constitué des assises de Senzeille et de Mariembourg, à schistes souvent verts ou noduleux, ou à schistes violacés avec psammites. Les sols, qu'ils soient argileux, limoneux ou limoneux à charge schisteuse, sont caractérisés par un drainage relativement faible. Ce sont typiquement des sols de prairie. La forêt recouvre seulement 30% de ce bassin.

3.1.3. Système ouest. Ce système est situé à la fois sur la Fagne et la bande calcaire dénommée Calestienne. Du nord au sud, on rencontre successivement les assises de Mariembourg et de Senzeille déjà signalées, suivies de l'étage Frasnien avec des schistes de Matagne, très feuilletés et foncés, puis des schistes souvent noduleux et enfin des calcaires stratifiés massifs ou noduleux.

La dépression et le versant nord sont caractérisés par un engorgement superficiel au début de l'automne et à la fin du printemps, étant donné la texture argileuse et le drainage insuffisant.

A proximité immédiate de l'étang, le sol est constitué d'alluvions modernes des vallées. Les versants sud ont des sols limono-caillouteux qui peuvent souffrir des périodes de sécheresse. Le sommet est occupé par des boisements de pins typiques de la Calestienne et des fourrés de prunelliers.

Ce bassin versant est caractérisé par l'absence d'un émissaire unique. On y trouve un réseau relativement complexe

de fossés plus ou moins naturels auxquels s'ajoutent d'anciens fossés de drainage à ciel ouvert. Malgré tout se dégagent deux tendances : l'une représentée par le Ry Cécelle (10, fig.1) qui collecte les eaux de la forêt fagnarde (environ 178 ha) et des prairies de la dépression, l'autre caractérisée par un fossé (8, fig.1) qui recueille plus ou moins indirectement les eaux usées des maisons situées au nord du village de Virelles. Ces derniers apports séjournent momentanément en bordure de l'étang, dans un système de "lagunes", avant de traverser la roselière pour atteindre finalement l'eau libre.

3.2. La bathymétrie de l'étang. La bathymétrie a été mesurée en juillet 1986 (fig.2). A cette époque la profondeur moyenne de l'eau était de 1,24m et la profondeur maximale de 1,45m. Les variations de la hauteur d'eau au cours d'une année sont indiquées dans le tableau I.

Tableau I Variations de la hauteur d'eau de l'étang, de novembre 1985 à octobre 1986. Moyennes mensuelles en cm à un endroit fixe.

nov 85	132	mai 86	133.5
déc 85	130.5	juin 86	133
jan 86	135	juil 86	124
fév 86	89.5	août 86	113.5
mars 86	101	sept 86	117
avr 86	132.5	oct 86	90

4. ENVIRONNEMENT VEGETAL DE L'ETANG

Un transect partant de la forêt fagnarde, au nord de l'étang, en direction de l'exutoire, permet de rencontrer de nombreux groupements végétaux dont certains sont relativement rares (DUVIGNEAUD 1983). Il met en évidence aussi bien la juxtaposition de 2 régions naturelles (Fagne au nord, Caestienne au sud) que l'intérêt botanique de la zone de transition entre la forêt et l'étang.

- On y trouve, sans entrer dans la description des multiples transitions, et en commençant par la rive septentrionale :
- la chênaie-charmaie famennienne bien connue pour ses produits forestiers (chênes du pays de Chimay) ;
 - des lambeaux de prairies sauvages typiques de la Fagne (prairies du Molinion) dans les endroits humides et, sur sol plus sec, une lande à *Calluna vulgaris* ou une pelouse siliceuse à *Nardus stricta*;
 - une aulnaie méso-eutrophe à *Carex elongata* sur des superficies importantes;
 - une saussaie à *Salix cinerea* formant des fourrés baignés par l'eau et presque impénétrables;
 - des cariçaies en voie de recolonisation forestière;
 - la roselière à *Phragmites australis* remplacée sur des plages réduites par une roselière à *Typha angustifolia*.

Sur la rive méridionale, entre l'étang et l'Eau Blanche, on trouve :

- une pelouse calcaire sèche sur calschistes;
- la hêtraie calcicole et la chênaie-charmaie à *Primula veris* du bois de Blaimont ;
- la frênaie érablière de versant.

5. ETUDE DE L'ETANG ET DES AFFLUENTS

5.1. Les eaux

5.1.1.Objectifs. L'objectif premier était l'étude des apports eutrophisants par les affluents de l'étang, étant entendu qu'il n'y a pas de rejets industriels dans les eaux de la région. C'est la raison pour laquelle une attention particulière a été portée au phosphore et à l'azote.

Le pH, la température de l'eau et le taux de matières en suspension ont été mesurés conjointement, plusieurs fois par semaine, à l'exception des périodes où les ruisseaux étaient à sec. Les chlorures, sulfates et oxygène dissous ont été contrôlés périodiquement. Les détergents et le nombre de bacté-

ries coliformes ont été contrôlés toutes les 2 heures durant 24 heures sur l'affluent le plus pollué de l'étang (8 fig.1), afin de vérifier la corrélation avec les teneurs en phosphates. Le dosage des pesticides dans l'eau, les sédiments, la végétation et les poissons a également été effectué ainsi que des mesures d'alcalinité, de conductivité et de teneur en fer.

Le phosphore est un des éléments essentiels à la croissance des végétaux. Il n'est pas nécessairement disponible et constitue souvent l'élément limitant dans les écosystèmes aquatiques.

On le trouve habituellement à l'état oxydé sous forme d'ions inorganiques solubles, les orthophosphates (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), sous forme de polymères (pyro-, méta-ou polyphosphates) ou lié d'une manière ou d'une autre à la matière organique. Il est amené dans les eaux, lors d'orages ou de fonte des neiges, par le lessivage des terres agricoles fertilisées, ainsi que par les eaux résiduaires où il est lié aux détergents.

La plupart des composés sont peu solubles et précipitent dans les sédiments, où ils seront stockés et subiront des remaniements dus à l'activité bactérienne.

Dans le cadre de ce travail, seuls ont été dosés les orthophosphates, c.a.d. la forme minérale soluble directement assimilable par les végétaux. Leur excès contribue à l'eutrophication des eaux, ce qui se traduit à Virelles par un développement exagéré de phytoplancton.

L'azote Dans la nature l'azote se rencontre sous des formes minérales diversement oxydées (NH_4^+ , N_2 , NO_2^- , NO_3^-). Il est amené dans les eaux par les pluies d'orage, les engrais, les rejets d'eaux usées ainsi que par l'intermédiaire des micro-organismes fixateurs d'azote atmosphérique (bactéries et cyanophycées). Les transformations chimiques de l'azote sont conditionnées par l'activité bactérienne qui l'oxyde, le réduit ou l'incorpore pour former des protéines bactériennes. Les végétaux peuvent l'assimiler sous différentes formes inorganiques. Celles-ci ont été analysées.

5.1.2. Méthodes.

pH: appareil portatif WTW digi 550

Conductivité: appareil portatif WTW LF digi 550

Matières en suspension: filtration sur préfiltres Millipore
AP 15 et séchage à 105° suivi de pesée

Oxygène dissous: titration selon la méthode de Winkler

Pesticides: chromatographie en phase gazeuse

Alcalinité: titration, méthode à la phénolphtaléine.

Bactéries: comptages après filtration ou étalement sur milieux
appropriés aux germes recherchés (Tryptone Glucose
Extract Agar, SS, Brilliant Green Bile Agar et EMB)

Méthodes colorimétriques: à l'aide du spectrophotomètre HACH
Drel 5

Orthophosphates: méthode au chlorure stanneux

Ammonium: méthode de Nessler

Nitrates: méthode de réduction au cadmium

Nitrites: méthode de diazotation

Sulfates: méthode turbidimétrique

Chlorures: méthode au nitrate mercurique

Détergents anioniques: extraction par le benzène, méthode au
cristal violet

Fer total: méthode à la phénantroline

Mesures de débit: les débits du Ry Nicolas (1) et du point 10
ont été estimés par lecture d'une échelle
limnimétrique, elle-même calibrée par des
mesures au moulinet hydrométrique et par
jaugeage par dilution. Pour les petits afflu-
ents, les mesures ont été réalisées grâce à des
déversoirs en mince paroi et les formules
qui leur sont habituellement appliquées.

5.1.3. Résultats.

Les graphiques (fig. 3 à 9) permettent de visualiser
l'ensemble des résultats concernant les paramètres relevés
plusieurs fois par semaine aux différents points de prélèvement:

sels azotés, orthophosphates et matières en suspension, en relation avec température, pluviosité, pH et débit régulier au niveau du Ry Nicolas.

Les résultats ponctuels sont détaillés dans les paragraphes suivants :

PESTICIDES: Des analyses ont été réalisées sur l'eau de l'étang, les sédiments, l'eau du Ry Nicolas, des végétaux aquatiques et des poissons de l'étang.

Aucun pesticide organochloré ou assimilé n'a été décelé dans les végétaux (*Phragmites australis* et divers *Carex*) ni dans le sédiment de l'étang. Les résultats concernant les teneurs dans l'eau et les poissons sont repris dans le tableau II. Remarquons l'accumulation de lindane dans la graisse des poissons.

Tableau II Teneur en pesticides en 1982 et 1985.

<u>µg/l (ppb)</u>	<u>Lac</u>		<u>Ry Nicolas</u>
Heptachlore (1982)	0.17		0.19
Aldrine (1982)	0.30		non décelé
Lindane (1982)	0.23		0.14
(1985)	0.06 (ouest du lac)		-
	0.032 (est du lac)		-
Triazines (1985)	non décelé		non décelé

<u>mg/kg mat.grasses</u>	<u>perche</u>	<u>carpe</u>	<u>sandre</u>
HCB	0.04	0.03	0.02
a-HCB	0.07	non décelé	0.07
Lindane	0.30	0.10	0.27
Aldrine	non décelé	non décelé	non décelé
Heptachlore	non décelé	non décelé	non décelé
op'-DDT	non décelé	non décelé	non décelé
pp'-DDT	non décelé	non décelé	non décelé
pp'-DDD	non décelé	non décelé	non décelé
pp'-DDE	0.50	1.0	0.44

Une recherche spécifique a en outre été réalisée sur l'Ingran déversé en 1974 dans le lac et responsable du recul de la végétation aquatique. C'est un produit qui agit par absorption racinaire, est stable en conditions normales, contient 40% de terbutyne et 10% de terbutylazine. Il n'en a pas été trouvé trace en 1985, ni dans l'eau ni dans les sédiments de l'étang.

FER: Le fer total a été mesuré en 5 points de l'étang répartis sur le grand axe, au cours du mois d'aôut et septembre 1985. La teneur moyenne est de 1.14 mg/l.

DETERGENTS: Les détergents anioniques ont été mesurés occasionnellement dans l'étang. La teneur variait entre 0.02 et 0.110 mg/l. Une variation du même ordre de grandeur (0.02 à 0.125) a été observée dans la lagune qui reçoit les eaux du système ouest.

CORRELATIONS ENTRE PHOSPHATES, DETERGENTS ET BACTERIES: Etant donné les valeurs irrégulières observées dans les teneurs en détergents des eaux, il s'est avéré utile de faire des mesures répétées au cours d'une même journée. Par la même occasion, les teneurs en orthophosphates et bactéries coliformes indices de pollution fécale, ont été mesurées conjointement, à la station 8 qui reçoit les eaux usées des maisons situées à l'ouest de l'étang. Les résultats sont repris dans la figure 10.

CHLORURES ET SULFATES: Les chlorures et sulfates de l'eau des affluents et de l'étang ont été mesurés mensuellement durant l'année 1984-1985 et en moyenne tous les 2 mois en 1986. Les teneurs varient peu. La moyenne et l'erreur-type sont repris dans le tableau III. Le ruisseau 2 se fait remarquer par sa haute teneur en sulfates, ce qui était déjà le cas en 1981 (DARTEVELLE et VERHAEGEN).

CONDUCTIVITE ET ALCALINITE: La conductivité et l'alcalinité des affluents ont été mesurées mensuellement durant l'année 1984-1985 tandis que celles de l'étang ont été mesurées tous

les 15 jours durant l'année 1985. La moyenne et l'erreur-type sont repris dans le tableau III.

Tableau III Résultats des mesures ponctuelles (moyenne et erreur-type de la moyenne).

Station Paramètre		1	2	5	6	8	10	11 (étang)
Chlorures (mg/l)	\bar{X}	14.5	18.6	26.4	22.8	16.4	15.9	13.0
	s/\sqrt{n}	2.5	3.7	4.2	3.2	2.2	1.1	1.4
Sulfates (mg/l)	\bar{X}	19.9	95	27.0	29.7	27.4	25.8	28.2
	s/\sqrt{n}	1.6	3.7	3.5	3.5	3.3	2.2	1.9
Alcalinité (unités SBV)	\bar{X}	2.64	-	2.57	2.10	3.72	3.10	1.23
	s/\sqrt{n}	0.58	-	0.55	0.49	0.48	0.44	0.03
Conductivité (μ siemens)	\bar{X}	278	-	330	295	313	321	182
	s/\sqrt{n}	29	-	18	28	34	35	9

SELS NUTRITIFS: Le tableau IV indique la comparaison des teneurs en sels nutritifs entre les différentes stations. La période de vidange n'est pas prise en considération en ce qui concerne l'étang. Les fluctuations des concentrations à chaque station peuvent être observées sur les figures 3 à 9.

Tableau IV Concentrations en sels nutritifs. Moyenne annuelle.

Teneur Station	NH_4^+-N mg/l	NO_2^--N mg/l	NO_3^--N mg/l	N total mg/l	Ortho- PO_4 (P) g/l	Matière en suspension mg/l
1 (Ry Nicolas)	0.47	0.03	0.70	1.20	2.44	30.0
2	0.37	0.007	1.24	1.62	1.05	14.6
5	0.38	0.20	1.50	2.08	1.20	22.3
6	0.17	0.02	3.69	3.88	5.77	31.0
8	8.23	0.61	2.10	10.94	154	19.6
10	0.38	0.02	3.75	4.15	1.24	32.2
11 (étang)	0.95	0.25	0.21	1.41	1.98	49.9

On peut observer que les concentrations sont nettement plus élevées à la station 8, rive ouest : soit près de 10 fois plus d'azote, consistant surtout en ammonium, et 100 fois plus d'orthophosphates (exprimés en P). Il convient toutefois de remarquer que les concentrations peuvent varier fortement au cours du temps puisqu'elles sont liées aux activités humaines. La figure 10, qui prend en compte les phosphates, les détergents et les bactéries d'origine fécale, illustre ces fluctuations au cours d'une journée. Rappelons en effet que les eaux de cette station proviennent des fossés d'égouttage d'un quartier du village. Elles rejoignent les eaux d'écoulement de puits perdus situés à l'arrière de la " rue du lac " (limite sud-ouest de l'étang). Il se forme ainsi tout un réseau d'eaux usées qui transitent à l'intérieur de la réserve naturelle par un système de lagunes et de zones marécageuses. Elles y sont rejointes par les eaux des ruisseaux 9 et 10, ce dernier amenant une charge relativement élevée en nitrate. L'ensemble serait susceptible de subir un début d'autoépuration naturelle lorsque le débit est nul ou ralenti. Mais, selon nos observations, il aboutit rapidement à l'étang en traversant la roselière lorsque le débit est élevé.

En ce qui concerne la rive est, les eaux du ruisseau 2 sont pratiquement dépourvues de nitrites et ont un minimum de matières en suspension. Il s'agit d'une eau purement forestière à trajet fort court et que nous pouvons considérer comme eau de référence. Elle contient cependant plus de nitrates que le Ry Nicolas. Ceci nous montre qu'il ne faut pas sous-estimer l'influence de la litière forestière. Mais quantitativement ce ruisseau a peu d'importance. Le 5 par contre, draine des pâturages avant de traverser la forêt, ce qui se manifeste par une légère élévation du taux d'azote et de phosphore, tandis que le 6, qui traverse une plus grande proportion de terres agricoles, a des teneurs environ 5 fois plus élevées en phosphore et doublées en azote.

En se référant aux normes de NISBET et VERNEAUX (1970) les eaux des stations 2,3 et 4 peuvent être considérées comme non polluées. La station 2 peut être considérée comme élément

de référence.

Le Ry Nicolas (station 1) et les eaux des ruisseaux 5,6 et 10 atteignent un degré de pollution "insidieuse" même si on ne tient pas compte de certains pics à concentration plus élevée en nutriments.

Les eaux de la station 8 atteignent un état de pollution "critique" en ce qui concerne l'azote et le phosphore.

DEBITIS : Le tableau V indique la part des divers affluents dans les apports en volume d'eau à l'étang, ainsi que la surface des bassins versants qui ont généré ces apports.

Tableau V Apport volumique des divers affluents.

Points de mesure	Surface des bassins versants en amont des points de mesure	Débit par rapport au total des apports à l'étang	Remarques
1	2150 ha 67.9%	65%	43% forêt (Bassin mixte)
2	27 ha	4%	Bassins forestiers
3	24 ha 2 %		
4	12 ha		
5	123 ha	7.5%	57% forêt (bassins mixtes)
6	161 ha 9 %		
8	25 ha 0.8%	0.5%	"eaux usées"
9	75 ha	17%	45% forêt (bassins mixtes)
10	400 ha 15%		
Total	2997 ha 94.7%		

Cette évaluation des débits a été réalisée à partir de la moyenne de plusieurs épisodes pluvieux, répartis tout au long de l'année. Un épisode pluvieux est défini comme une période incluant un pic de débit, les quelques jours qui précèdent, avec le pic de pluviosité qui l'a provoqué, et les quelques jours qui suivent, pour retrouver enfin le régime noté avant la période considérée.

Le bassin du Ry Nicolas

Le débit du Ry Nicolas est considérable en période pluvieuse. On a vu l'étang se remplir en 3 jours. Le débit maximum mesuré fut de $68.7\text{m}^3/\text{min}$. en dehors des crues. Il a été impossible de le quantifier lors des fortes crues mais on peut tenter une estimation: si on évalue l'étendue d'eau libre à 80 ha, avec une profondeur moyenne de 1m, on obtient une masse d'eau de 8.10^5m^3 . Dans le cas d'un remplissage en 3 jours on aboutit à un apport de $185\text{ m}^3/\text{min}$. Ce sont là des chiffres extrêmes. Nous verrons que le débit moyen en dehors des crues et en y incluant les périodes de sécheresse, nombreuses en 1986, fut de $7.69\text{ m}^3/\text{min}$.

Le bassin ouest

Au niveau de la rive ouest, tant à la station 8 qu'au niveau des autres petits ruisseaux, des difficultés se sont présentées qui ont empêché les mesures régulières de débit : écoulement minimum ou sécheresse caractérisée et vandalisme. Il a fallu se référer à des mesures ponctuelles afin d'obtenir une quantification.

Le bassin est

Ici également nous avons dû recourir à des mesures ponctuelles.

QUANTIFICATION DES APPORTS PAR LE RY NICOLAS:

Le tableau VI montre l'apport annuel, par le Ry Nicolas, (station 1) des matières azotées et phosphorées.

Tableau VI Quantification des apports nutritifs dans l'étang au niveau du Ry Nicolas.

	Débit	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ (ortho)
Nombre de mesures	60	57	58	57	57
Moyenne des analyses échelonnées sur 10 mois	7.69 m ³ /min.	2.15 g/min.	0.47 g/min.	31.21 g/min.	64.13 mg/min.
Erreur-type	1.56	0.31	0.14	8.79	18.09
Total annuel	4.10 ⁶ m ³ ±820000	1130 kg ± 163	247 kg ± 73	16404kg ± 4620	33.7 kg ± 9.5
TOTAL N et P (Ortho)		875.9 kg	74.8 kg	3728 kg	11.2 kg
TOTAL GLOBAL	N= 4678.7 kg		P total* = 224 kg		

5.1.4. Discussion

a) Paramètres physico-chimiques

Si on examine la figure 9 (station 11) on s'aperçoit que le pH de l'eau de l'étang est basique; mais on sait que le pH fluctue très fort au cours d'une journée, en fonction de la température et de l'ensoleillement, donc de la photosynthèse. La figure 15 illustre ce processus. Elle représente l'évolution du pH, de la température et du pourcentage de

*Le phosphore total est estimé sur la base des orthophosphates.

saturation en oxygène dissous au cours de 24 heures, en août 1983. En 1985-1986 les prélèvements étaient effectués le matin à heure fixe.

La conductivité moyenne est de 182 μ Siemens et l'alcalinité de 1.23 unités SBV, soit des valeurs nettement inférieures à celles des affluents. La matière en suspension oscille entre 21 et 73 mg/l en poids sec, avec une forte augmentation à partir du 8 octobre, date du début de la vidange de l'étang. Le premier pic correspond aux travaux de dégagement du chenal de sortie, le deuxième à la vidange proprement dite et le troisième à l'évacuation des boues du chenal.

b) sels nutritifs

L'étang ne reçoit pas d'effluents d'industries mais il est alimenté par des rivières qui reçoivent des charges nutritives sous forme de fertilisants ou de rejets domestiques. Il était déjà considéré comme eutrophe par MOMMAERTS en 1966. On pourrait estimer que, du point de vue chimique, l'eutrophisation est modérée. Toutefois le problème semble résider dans la concentration en phosphore de l'eau.

En effet, si l'on se réfère à WETZEL (1975), un lac est considéré comme eutrophe à partir de 30 μ g/l de phosphore total. A Virelles la moyenne des orthophosphates exprimée en (P) s'élève à 1.98 μ g/l. Or ceux-ci sont habituellement considérés comme représentant au maximum 5% du P total, ce qui donnerait une moyenne de 39.6 μ g/l de P total et classerait les eaux dans la catégorie eutrophe.

Selon PORCELLA et al (1975), l'azote est limitant quand le rapport N/P est plus petit que 15. Si nous comparons les chiffres de P à l'azote total (N) on obtient un rapport de 28.97. Toutefois si on analyse la situation plus en détail, on voit que la courbe des phosphates s'élève dès le printemps et ne s'atténue qu'en automne. Considérons, par exemple, le rapport N/P du 15 mai au 1 septembre : dans ce cas on obtient

un rapport de 5.4 c.a.d. avec l'azote nettement limitant. D'ailleurs celui-ci est rapidement en baisse au printemps (SYMOENS 1957, DARTEVELLE et VERHAEGEN 1981), dès la croissance du phytoplancton constitué surtout, à cette époque, de diatomées. Celles-ci régressent ensuite pour faire place à des fleurs d'eau de cyanophycées fixatrices d'azote atmosphérique (notamment *Anabaena flos-aquae*, *A. spiroïdes* et *Aphanizomenon sp.*), favorisées par l'absence de compétition, la présence de phosphore, le manque de prédateurs et la relative opacité de l'eau. En effet leurs exigences en lumière sont inférieures à celles des algues vertes (VAN LIERE 1979). Elles se succèdent jusqu'à la fin de l'été, formant des croûtes épaisses qui s'accumulent le long des rives sous l'effet du vent, sont décomposées par la flore microbienne, qui consomme ainsi l'oxygène de l'eau, et constituent une nuisance organique, physique et esthétique. Lorsque ces organismes sont dégradés, le phosphore est remis en suspension ou accumulé dans le sédiment encore que, comme le remarquent BOERS et al. (1984), en parlant de la détérioration des eaux de lacs hollandais sous l'effet du phosphore, celui-ci est continuellement remis en suspension au départ du sédiment dans les eaux de faible profondeur, par désorption et dégradation microbienne.

Toujours selon PORCELLA et al. (1975), les 3/4 du phosphore retrouvé dans les eaux sont d'origine culturale (fertilisants), tandis que 7 à 13 % proviennent des détergents. A Virvelles les exploitants agricoles, qui occupent toute la surface non forestière du bassin versant de l'étang, enrichissent principalement leurs terres avec des "scories phosphatées" et éventuellement d'autres engrais. Ceux-ci seraient en partie responsables des teneurs en phosphates du Ry Nicolas.

Cet affluent intervient pour 2/3 dans les apports volumiques, comme pouvait le laisser prévoir la surface de son bassin versant par rapport à l'ensemble du bassin versant de l'étang. L'observation des valeurs pondérales en azote et phosphore le fait apparaître à première vue comme le principal pourvoyeur de l'étang en éléments nutritifs par rapport aux autres rivières.

Les variations de concentration au cours d'une année vont en effet du simple au triple mais lors des crues elles sont multipliées par 10, voire par 50.

Les apports des ruisseaux 2,3 et 4 sont faibles par rapport à ceux du Ry Nicolas. D'une part leur surface est petite, d'autre part ils sont recouverts de forêts et donc peu influencés par les pratiques humaines. Ces apports sont de quelques 1/100 de g/min pour les matières azotées et de quelques 1/10 de g/min pour les orthophosphates.

En ce qui concerne les bassins caractérisés par les mesures aux points 5,6,9 et 10, les apports peuvent être ponctuellement importants par rapport au Ry Nicolas, malgré les différences de débit. Par exemple le 6/6/86 on note, au point 10, des apports en orthophosphates qui équivalent à 60 % des apports du point 1 alors que le débit est seulement égal à 25%. De même le 9/9/86, au point 10, 43% des nitrates par rapport au point 1 pour seulement 18% du débit. Le 17/9/86, au point 5, 23% des apports en nitrates pour 12% des débits.

Le point 8, quant à lui, peut être considéré comme l'émissaire d'un réseau de fossés et d'égoûts à ciel ouvert. Ses apports en éléments eutrophisants sont généralement importants et on ne peut manquer de noter des quantités d'orthophosphates qui représentent à certains moments 100% de ceux du Ry Nicolas, pour des débits inférieurs à 1% de celui-ci. En d'autres termes, avec un débit 100 fois moindre il est susceptible d'amener autant d'orthophosphates que le Ry Nicolas.

Ces considérations doivent en outre être repensées en fonction de la complexité des courants qui circulent dans l'étang. La figure 16 (photo aérienne du 10 mars 1987) montre nettement la trace des eaux du Ry Nicolas dans l'étang, ainsi qu'une arrivée en provenance de la rive ouest par l'intermédiaire de la roselière.

On voit que les eaux du Ry Nicolas pourraient éventuellement traverser plus ou moins directement l'étang en direction

de l'exutoire, tandis que les apports de la rive ouest et de ce fait celles du point 8 doivent obligatoirement influencer la partie centrale de l'étang. Cet aspect met en évidence la nécessité d'une étude de la dynamique des eaux.

5.2. Le benthos

5.2.1. Objectifs. L'avifaune inféodée au plan d'eau est rare à Virelles. En effet, la pleine eau est particulièrement peu fréquentée par des oiseaux tels les canards plongeurs se nourrissant de végétation et de macroinvertébrés benthiques. Il est possible que leur absence soit une conséquence du manque de nourriture disponible pour eux dans la vase. Pour tester cette hypothèse, nous avons évalué la biomasse du benthos.

5.2.2. Méthodes. Le 7 mai, le 19 juin, le 31 juillet et le 2 septembre 1986, 20 prélèvements, répartis sur 4 transects, ont été effectués (fig 11). L'échantillonneur est un cylindre de plexiglas d'un diamètre intérieur de 4.4 cm, à tête amovible de 40 cm de long. La carotte de vase échantillonnée est extraite à l'aide d'un piston et partagée en 2 fractions. La première fraction est celle des 15 premiers cm de vase; la seconde, celle des 15 à 40 cm suivants. Les fractions sont fixées sur place à l'alcool 70°. Elles sont lavées au laboratoire sur un filet à mailles de 200 μ m. Une méthode de séparation par densité au ludox permet de séparer les organismes de la vase. Les invertébrés de chaque groupe sont dénombrés, dans chacune des fractions, sous une loupe binoculaire, séchés 2 heures à 110°C et pesés à l'autobalance Perkin-Elmer. Les chironomides sont pesés individuellement à chaque date d'échantillonnage. Les individus de chacun des autres groupes d'invertébrés sont pesés simultanément à chaque date.

5.2.3. Résultats :

Groupes faunistiques. Le macrobenthos à Virelles est constitué surtout de chironomides et de ceratopogonides. Nous n'avons pas trouvé d'autres larves d'insectes ni de petits mollusques. Le microbenthos est représenté par de petits oligochètes, des nématodes, des cladocères, des copépodes, des ostracodes, des rotifères et des protozoaires. Les genres ou espèces des groupes

suivants ont été déterminés :

Chironomides : *Chironomus* gr. *plumosus*, *Chironomus* gr. *semireductus*, *Cryptochironomus* sp., *Glyptotendipes* sp., *Microchironomus* gr. *tener*, *Parachironomus* gr. *arcuatus*, *Polypedilum* gr. *nubeculosum*, *Dicrotendipes* gr. *nervosus*, *Procladius* sp., *Psilotanypus* sp., *Cryptocladopelma* sp., *Cladotanytarsus* sp., *Cricotopus* sp., *Tanypus punctipennis*.

Cladocères : *Iliocryptus sordidus*, *Leydigia quadrangularis*, *Alona affinis affinis*, *Pleuroxus uncinatus*.

Copépodes : *Cyclops vicinus vicinus*, *Diacyclops bicuspidatus*, *Acantocyclops* sp., *Megacyclops viridis viridis*.

Ostracodes : *Physocypria kraepelini* et *Darwinula stevensoni*.

Effectifs : Le tableau V donne l'évolution, au cours du temps, pour chacune des 2 fractions, ainsi que pour la carotte entière, du nombre d'individus par mètre carré, de chironomides, ceratopogonides et nématodes, ainsi que le nombre moyen d'individus par colonne entière, pour toute la période envisagée. Les effectifs des oligochètes, la plupart du temps fragmentés, n'ont pas été déterminés.

Biomasses : Le tableau VIII donne, pour le sédiment allant jusqu'à 40 cm de profondeur, l'évolution au cours du temps des biomasses, exprimées en g de poids sec par m², chez les chironomides, ceratopogonides, oligochètes et nématodes. Y figure également la biomasse moyenne de chacun de ces groupes pour toute la période envisagée.

Le genre *Chironomus* représente, à lui seul, la part la plus importante de la biomasse des chironomides. Il participe le 7/5/86, à 98% de celle-ci, le 19/6, à 87%, le 31/7, à 82% et le 2/9, à 96%.

La figure 12 donne, à chaque date d'échantillonnage, la répartition de fréquence des poids des chironomides.

Tableau VII Dénombrement du benthos : Nombre d'individus par m² pour les 2 fractions et pour la colonne entière. En bas de colonne : nombre moyen d'individus pour la colonne entière et pour la période.

	<u>Nématodes</u>	<u>Chironomides</u>	<u>Ceratopogonides</u>
7/5/86 1ère fraction	45.378	546	4
2de fraction	24.333	513	112
Colonne entière	69.711	1.059	116
19/6/86 1ère fraction	29.454	2.038	79
2de fraction	4.470	460	263
Colonne entière	33.924	2.498	342
31/7/86 1ère fraction	33.737	5.721	833
2de fraction	2.958	592	658
Colonne entière	36.695	6.313	1.491
2/9/86 1ère fraction	19.592	1.525	355
2de fraction	3.484	296	362
Colonne entière	23.076	1.821	717
Moyenne	40.851	2.923	666

Tableau VIII Evolution des biomasses benthiques. Biomasses (g/m²) pour la colonne entière, pour la période envisagée.

	<u>Nématodes</u>	<u>Oligochètes</u>	<u>Chironomides</u>	<u>Ceratopogonides</u>
7/5/86	0.010	0.687	4.146	0.112
19/6/86	0.005	0.465	1.620	0.284
31/7/86	0.005	0.074	0.946	0.501
2/9/86	0.003	0.432	1.071	0.249
Moyenne	0.006	0.414	1.946	0.286

Tableau IX Biomasse des chironomides pour des écosystème de faible profondeur.

Poids sec en g/m ²	Auteur	Lieu
2.96 à 8.53	FRANK 1982	Federsee
2.79 à 3.62	TESTARD 1983	Lac de Créteil
0.40 à 3.70	BEATTIE 1982	Tjeukemeer
6.87 à 10.42	ZIEBA 1971	étang de pisciculture
5.93 à 9.55	MAITLAND & HUDSPITH 1974	Loch leven
1.94 (1.07 à 4.15)		Lac de Virelles

5.2.4. Discussion. Si le 7 mai nous avons un maximum d'individus d'une biomasse comprise entre 4 et 12 mg de poids sec, pour les dates suivantes la plupart des individus sont d'un poids très faible (inférieur à 0.1 mg de poids sec). Les plus gros individus du groupe des chironomides ont tendance à vivre dans le sédiment profond (FRANK 1982). Ceci a été confirmé par nos propres observations. Cependant un incident technique nous a empêché de quantifier le phénomène. D'ailleurs quand on compare les tableaux 7 et 8 avec la figure 12 on observe que le 7 mai 1986, époque où on retrouve les grandes larves, 50% de celles-ci se trouvent en dessous de 15 cm ; par contre aux autres dates, où on trouve une majorité de petites larves, on n'en observe que peu en profondeur.

D'une manière générale le sédiment abrite peu de macro-invertébrés. Les larves et nymphes de diptères chironomides, qui constituent une nourriture substantielle pour les canetons et les adultes de canards plongeurs, sont peu abondantes. Leur biomasse moyenne de 1.94 g/m² est, à Virelles, souvent inférieure à celle d'autres écosystèmes de faible profondeur (Tableau IX). La biomasse disponible pour les oiseaux prédateurs est encore moins importante si l'on tient compte du fait que les plus grosses d'entre ces larves ont tendance à se retrouver à des profondeurs probablement non accessibles.

Puisque la plupart des larves de chironomides de Virelles appartiennent au genre *Chironomus*, nous pouvons, en appliquant à la biomasse moyenne (B) un rapport P/B de 7,5 (GODDEERIS 1983), avoir une idée de la production (P) des larves de chironomides de l'étang. Celle-ci est d'environ 14.5 g de poids sec par m² et par an. Selon AAGAARD (1978), la production de chironomides est d'environ 0,4 g par m² pour une eau oligotrophe, 3 gr par m² pour une eau mésotrophe et 30 g par m² pour une eau eutrophe. Selon cette classification, l'étang de Virelles serait de nature eutrophe mais de faible production.

Nous n'avons pas trouvé, dans la vase, d'autres larves d'insectes, à part quelques ceratopogonides, ni de petits

mollusques susceptibles de servir de nourriture aux canards plongeurs.

Nous pensons que cette pauvreté en macroinvertébrés benthiques pourrait être due à 2 facteurs. D'abord la prédation par les vieilles populations de carpes et de brèmes doit être très intense. L'impact des brèmes sur le benthos a par exemple été investigué par TEN WINKEL (1987). Il a observé, dans l'étang étudié, que 90% de la nourriture des brèmes de 3 ans et plus peut consister en larves de chironomides. En activité, à 18°C, elles creusent chaque minute environ 9 trous de 2 cm de profondeur (elles peuvent atteindre 10 cm de profondeur dans certains cas), chaque trou étant le résultat de l'ingestion de 2 à 3 bouchées de sable contenant en principe les chironomides. Les carpes peuvent jouer un rôle analogue (ZUR 1979).

D'autre part la fluidité de la vase pourrait aussi jouer un rôle non négligeable sur les densités de macroinvertébrés. Les sédiments de l'étang sont, en effet, très argileux et très fluides en surface, comme nous l'ont indiqué l'observation et les mesures de la pénétrabilité du sédiment. Cette fluidité pourrait rendre difficile l'implantation des macroinvertébrés et le développement des algues benthiques leur servant éventuellement de nourriture.

L'étang, en outre, est peu profond. Les vents dominants, soufflant dans la direction du grand axe, peuvent, dès lors, remettre facilement le sédiment en suspension et contribuer à son instabilité ainsi qu'à l'opacité de l'eau. Les carpes et brèmes, espèces fouisseuses, peuvent amplifier cette instabilité. En outre, par leur action, elles freinent l'implantation des plantes macrophytes qui stabiliseraient les fonds.

A propos des macroinvertébrés il faut cependant signaler que les anodontes ont toujours été présents à Virelles, quoiqu'en quantité relativement faible. Une étude de leur densité et biomasse a été réalisée en 1986 par LIBOIS et HALLET-LIBOIS.

5.3. Le sédiment

5.3.1. Objectifs. Notre but principal était de vérifier dans quelle mesure la granulométrie et l'instabilité du sédiment favorisaient la remise en suspension de celui-ci. Parallèlement nous avons effectué sur la vase du centre de l'étang des mesures de densité globale et de contenu en carbonate de calcium, azote, carbone et matières organiques.

5.3.2. Méthodes. La pénétrabilité du sédiment a été mesurée à l'aide du pénétromètre de Håkanson. Cet appareil, dont le schéma est représenté fig.17, permet d'évaluer le type de sédiment et les conditions dynamiques potentielles des lacs et des eaux côtières. (HAKANSON 1982).

L'appareil est descendu sur le fond au moyen d'un câble. Les 3 cônes de formes et de poids différents, pénètrent dans le sédiment et restent fixés dans leur position quand on remonte l'ensemble à la surface. On peut ainsi connaître la profondeur de pénétration. Des tables de calibration permettent de classer le sédiment.

Le prélèvement de la carotte de vase pour l'analyse du sédiment a été effectué à l'aide d'un tube en plexiglas. La vase a été soumise à une mesure de densité par gammadensimétrie selon la méthode décrite par BOURON-BOUGE (1972). La granulométrie et la teneur en carbone, azote et carbonates ont été mesurées au moyen de l'"Elemental Analyser" (PERKIN ELMER modèle 240). La matière organique totale représente en pourcentage, le poids après perte au feu à 550°C.

5.3.3. Résultats. La figure 13 indique, en 138 points, la pénétrabilité du sédiment. Chaque mesure reportée sur la carte représente la moyenne de 3 mesures effectuées au même endroit et correspond à l'enfoncement du plus pénétrant des cônes de l'appareil de Håkanson. Les chiffres de 1 à 5 correspondent respectivement à un enfoncement de 1 à 10 cm, de 10 à 20 cm, de 20 à 30 cm, de 30 à 40 cm et de plus de 40 cm. Nous nous trouvons, à part quelques points situés non loin des berges (chiffres 1 et 2), dans une zone d'accumulation à vase

fine et extrêmement pénétrable. (*)

L'observation de la carotte de sédiment montre que dans les 15 cm supérieurs la vase est fluide et brunâtre. Ensuite elle devient assez rapidement grise et de plus en plus compacte. La figure 14 donne l'évolution de la densité globale du sédiment avec l'eau et les matières organiques qu'il contient, en fonction de la profondeur.

On distingue 3 zones: de 0 à 15 cm la densité est inférieure à 1.15

de 16 à 34 cm la densité augmente progressivement jusqu'à atteindre la valeur de 1.6

de 35 à 60 cm la densité se maintient aux environs de 1.6

Le tableau X donne la composition granulométrique de la carotte de sédiment, le tableau XI, le contenu en matières organiques et en carbonate de calcium et le tableau XII le contenu en azote et en carbone.

Tableau X Composition granulométrique de la carotte de sédiment.

Profondeur en cm	% sable > 63 μ m	% silt	% argile < 2 μ m
0-10	2.9	45	51.7
10-20	3.1	45	52.7
20-30	3.7	47	48.8
30-40	3.2	54	43.1
40-50	8.2	48	43.3
50-60	5.5	44	50.0
60-70	2.7	38	59.0
70-80	1.0	41	58.9

(*) L'enfoncement des autres cônes n'intervient pas dans nos mesures car, selon la table de calibration, dès que la profondeur du plus pénétrant des cônes dépasse 20 cm, on est de toutes façons dans un sédiment très fin, ce qui est le cas ici.

Tableau XI Contenu de la carotte de sédiment en matières organiques et en carbonate de calcium.

Profondeur en cm	Mat.org.% du poids perte au feu à 550°C	CaCO ₃ % du poids
0-2	11.64	0.70
5-6	11.02	1.16
7-10	12.0	-
17-18	9.59	1.16
21-22	7.21	0.58
42-43	6.35	0.70
44-49	8.28	-
56-57	6.13	0.58

Tableau XII Contenu de la carotte de sédiment en azote et en carbone (moyenne de 2 échantillons).

Profondeur en cm	Azote (N) % du poids	Carbone (C) % du poids	C/N
0-2	0.4	3.4	8
5-6	0.4	2.8	7
17-18	0.3	2.1	7
21-22	0.2	1.2	7
34-35	0.1	0.8	8
42-43	0.1	0.9	9
56-57	0.1	1.0	10

5.3.4. Discussion. Le fond de l'étang, à l'exclusion des bords, est formé d'une vase fluide en surface devenant progressivement de plus en plus compacte. La couleur passe du brun au gris à partir de 15-20 cm.

La composition granulométrique du sédiment varie peu avec la profondeur. En utilisant la nomenclature de SHEPARD (1954) on pourrait la décrire soit comme une argile silteuse, soit comme un silt argileux, suivant que le rapport argile-silt est plus élevé que l'unité ou inversement (Tableau X).

Le rapport C/N reste plus ou moins constant mais la teneur en carbone et en azote diminue avec la profondeur (Tableau XII). Ceci indique que le taux de matières organiques diminue assez rapidement pour se stabiliser aux alentours de 25-30 cm, ainsi que le confirme la perte au feu (Tableau XI).

Selon les tables de calibration de HAKANSON les mesures de pénétrabilité sont l'indice d'un sédiment très fin, à dynamique dite "d'accumulation". On peut observer sur la carte de bathymétrie (figure 2) que l'ancien lit du Ry Nicolas n'apparaît plus. Nous avons en effet tenté de le retrouver, ce qui explique une plus grande densité de mesures à cet endroit. Par contre on y retrouve une accumulation de vase plus fine, comme l'indique la pénétrabilité (figure 13).

6. PROPOSITIONS D'AMENAGEMENT

Postérieurement au travail dont les résultats sont présentés ici, et comme nous l'avons signalé dans l'introduction, les gestionnaires ont procédé, fin 1986, à une vidange de l'étang et à une récolte des poissons. Cette intervention a eu une influence bénéfique évidente sur cet écosystème, ainsi que le prouve l'explosion de la végétation macrophyte qui s'est manifestée en 1987 (SCOBY et al. 1987).

Toutefois l'importance de l'apport d'eaux usées nous incite à établir une proposition d'aménagement visant à limiter la pollution organique et principalement celle qui aboutit à la roselière. Cette pratique s'intégrerait judicieusement au vaste plan de rajeunissement de la roselière, entrepris par les actuels gestionnaires et consistant en faucardage des phragmites avec élimination des produits de fauche. A ce propos il est intéressant d'observer, sur la photo aérienne (Fig.16), les parcelles fauchées en 1986. Elles se détachent nettement de l'ensemble de la grande roselière sous forme de zones plus claires.

L'apport d'eaux usées de la rive ouest et principalement du point 8 provoque un enrichissement notoire de la zone marécageuse (cariçaies, aulnaies, saussaies, roselières) qui ne peut que contribuer à son atterrissement et donc, à terme, à sa disparition.

La solution la plus favorable et la plus radicale serait la récolte des eaux usées par un égouttage communal. Celui-ci est d'ailleurs en projet et a des chances d'aboutir, à la suite de la construction d'une station d'épuration qui a été entamée sur l'Eau Blanche en aval du village de Virelles.

En attendant, et au cas où cette collecte ne se réaliserait pas, il serait utile de contrôler l'entrée des apports eutrophisants au niveau de la limite ouest du domaine et de la digue qui la caractérise (fig.18). En effet, ces apports se font par l'intermédiaire d'ouvertures, naturelles ou non, dans cette digue périphérique. Celle-ci est doublée d'un fossé, contigu aux propriétés riveraines mais situé sur le domaine.

Il suffirait de réhabiliter et d'entretenir la digue afin de lui rendre son efficacité (SCOHY 1987). L'installation, aux points obligés d'entrée des eaux indésirables, d'un simple système de contrôle de débit (seuil rustique avec planches amovibles), obligerait celles-ci à transiter et à stagner dans le système de fossés existants et ce à l'extérieur de la réserve. Ces fossés, judicieusement curés, seraient alors le siège de phénomènes de lagunage, d'infiltration et de sédimentation qui ont démontré leur efficacité dans le cas d'eaux chargées et pour des débits relativement faibles.

Les ruisseaux purement forestiers caractérisés par les mesures aux stations 2,3 et 4 ne justifient évidemment pas une quelconque intervention. Leurs eaux peuvent être considérées comme "naturelles", dans la mesure où elles ne sont influencées que par des pratiques liées à la sylviculture. En effet les forêts de la région, en tout cas celles du bassin versant, sont peu enrésinées et on n'y effectue pas de coupes à blanc susceptibles de perturber la minéralisation ni, en conséquence, la charge des eaux de surface.

Les eaux des stations 9 et 10 ne justifient pas pour le moment la mise en oeuvre de remèdes au niveau du contrôle des apports. Des problèmes ponctuels sont liés à l'épandage d'engrais, de fumier ou de lisier, éventuellement accentués par de fortes précipitations. Ces terrains plus ou moins marginaux (sécheresse ou drainage déficient) sont exploités de façon peu intensive. La seule solution serait d'informer le monde agricole des dangers encourus par la nature à la suite de certaines pratiques, avec l'espoir bien faible d'une diminution des épandages ou d'une plus grande prudence au cours de ceux-ci.

Le Ry Nicolas et les affluents à bassin mixte situés à l'est (stations 5 et 6) ont en commun la caractéristique d'être sous l'influence d'une agriculture plus intensive, ce qui suppose des apports plus importants en fertilisants. Malgré tout les eaux ne sont pas fortement chargées en matières nutritives sauf au cours des pics de crue, ce qui lie des concentrations relativement plus fortes à des volumes d'eau importants. Cet état de fait exclut toute possibilité de traitement sous peine de devoir recourir à des bassins de surfaces disproportionnées.

Enfin, à part la "conscientisation" du milieu agricole, il reste la possibilité d'accentuer un phénomène qui existe déjà lors des crues et qui est le débordement des ruisseaux hors de leur lit. L'eau ainsi répandue abandonne par sédimentation sur le sol une partie non négligeable des matières en suspension qu'elle charriait. Il serait éventuellement possible de favoriser cette tendance au débordement, à condition de la cantonner à des terrains appartenant au Domaine, sans empiéter sur la forêt communale ni sur les prairies voisines. Ce phénomène pourrait être facilité par l'encaissement prononcé, par exemple du Ry Nicolas, dans sa partie traversant les prairies avant son entrée dans le domaine, ainsi que par le creusement de canaux transversaux dans la zone à *Phalaris* située entre le bois communal et l'étang proprement dit.

BIBLIOGRAPHIE

- AAGAARD, K. 1978. The chironomids of lake Malsjken. A phenological diversity and production study. *Norsk.Ent.Tijdsskr.* 25: 25-37.
- BEATTIE, D.M. 1982. Distribution and production of the larval chironomid population in Tjeukemeer. *Hydrobiol.* 95: 287-306.
- BELLEFRROID, L. 1928 (?). Le lac de Virelles et la pisciculture. Dossier hydrobiologique piscicole. *Revue Chasse et Pêche*
- BOERS, P.C.M., VAN HESE, O., DE BLES, F. and CAPPENBERG, TH.E. 1984. The release of dissolved organic phosphorus from the peaty sediments of the shallow eutrophic Loodsrecht lakes (The Netherlands). In : Interactions between sediments and water; International Symposium, Geneva, August 1984. Edinburgh, CEP consultants. p 72-75.
- BOURON-BOUGE, A. 1972. Applications de la radiographie et de la gammadensimétrie à l'étude des carottes de sédiments meubles. Thèse Doctorat 3ème cycle. Université de Nantes. 159pp.
- CAUDRON, D. 1985. Débusquement enzymatique des bactéries de l'eau de l'étang de Virelles et de son affluent principal, le Ry Nicolas. Mémoire de fin d'étude. Institut supérieur d'Enseignement de l'Etat à Irchonwelz (Belgique). 43pp.
- DARTEVELLE, Z. et VERHAEGEN, J.-P. 1981. L'étang de Virelles, bactériologie des sédiments. Observations générales. *Bull.Inst. r.Sci.nat.Belg.* 53 (13): 1-29.
- DE CLERCQ, M. 1985. Studie van de waterkwaliteit in het hydrografische bekken van de vijver van Virelles (Belgie). Licentiaatsverhandeling V.U.B. 222pp.
- DUVIGNEAUD, J. 1983. Le lac de Virelles (Province de Hainaut, Belgique), sa valeur botanique. *Natura mosana.* 36(4): 119-134.
- FORIR, M.H. 1900. Carte géologique de la Belgique. Chimay-Couvin n° 191, planchettes 7-8 de la feuille LVII.
- FRANK, C. 1982. Ecology, production and anaerobic metabolism, of *Chironomus plumosus*. Larvae in a shallow lake; ecology and production. *Arch.Hydrobiol.* 94(4): 460-491.
- GODDEERIS, B. 1983. Het soortspecifieke patroon in de jaarcyclus van de Chironomidae (Diptera) in twee visvijvers te Mirwart (Ardennen). Doctoraatsproefschrift K.U.L. 1: 1-177, 2:37 fig. 58 pl. 66 tabl.
- HAKANSON, L., ANDERSSON, P. and LOFGREN, S. 1982. Determination of bottom dynamics and physical sediment character by means of a cone apparatus. In: Brobera, A. and Tiren, T. (Eds). 9th Nordic sediment Symposium, scripta limnol. upsalienia. 520: 90-110.

- JACOBS, J.P. 1983. Note sur l'intérêt ornithologique de l'étang de Virelles. *Natura Mosana*, 37(1):28-32.
- LIBOIS, R.M. et HALLET-LIBOIS, C. Densité et biomasse des Unionidae de l'étang de Virelles (Hainaut, Belgique). A paraître.
- MAITLAND, P.S. et HUDSPITH, P.M.G. 1974. The zoobenthos of Loch Leven, Kinross, and estimation of its production in the sandy littoral area during 1970 and 1971. *Proc.Roy.Soc.Ed.* 74(B): 219-239.
- MOMMAERTS, J.-P. 1966. Caractérisation écologique de 3 écosystèmes lacustres de Haute Belgique. *Bull.Inst.r.Sci.nat.Belg.* XCIX, 227pp.
- NISBET, M. et VERNEAUX, J. 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Ann.Limnol.* 6(2): 161-190.
- OSAFU, R. 1985. Contribution to the study of water quality of lake of Virelles and its drainage system. Dissertation prepared for the obtention of the title of Master of Sciences V.U.B. 76 pp.
- PHILIPPART, B. 1986. L'étang de Virelles, un site à découvrir... Ed. Comité de Gestion du Site Naturel de Virelles. 157 pp.
- PHILIPPART, J.-C. et HALLET-LIBOIS, C. 1986. Les poissons, maillon essentiel de l'écosystème du lac de Virelles. *Bull.Rés. Nat.Ornith.Belg.* 2:38-43.
- PORCELLA, D.B. et BRUCE BISHOP, A. 1975. Comprehensive management of phosphorus water pollution. *Mann Arbor Science.* 303pp.
- REMY, J. 1980. Carte des sols de la Belgique, planchette Chimay 191 W. Centre de cartographie des sols de la Belgique méridionale, Gembloux.
- SCOHY, J.-P. 1987. Propositions d'aménagement de la limite ouest du domaine de l'étang de Virelles. Rapport interne. Comité de gestion du lac de Virelles.
- SCOHY, J.-P., MOUREAU, Z., DUVIGNEAUD, J. et GODDEERIS, B. 1987. Réapparition de la végétation aquatique à l'étang de Virelles. *Nat.Belg.* 68(5/6): 129-134.
- SHÉPARD, F. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *J.Sed.Petr.* 24(3): 151-158.
- SYMOENS, J.-J. 1957. Les eaux douces de l'Ardenne et des régions voisines : les milieux et leur végétation algale. *Bull.Soc.r. Bot.Belg.* 89: 111-314.
- TEN WINKEL, E.H., FOEKEMA, E. et TIMMERMANS, K.R. 1987. The impact of cyprinid fish on the benthos of the sandy littoral zone of lake Maarsseveen. In "Ten Winkel Erik H. 1987, Chironomid larvae and their foodweb relations in the littoral zone of lake Maarsseveen". University of Amsterdam. 145pp.

- TESTARD, P. 1983. Un milieu artificiel : le lac de Créteil. Dans "Travaux Français en Limnologie" Lesel, R. ed. p 246-251.
- VAN LIERE, L. 1979. On *Oscillatoria agardhii* Gomon, experimental ecology and physiology of a nuisance bloom-forming cyanobacterium. Thesis, University of Amsterdam.
- WETZEL, R.G. 1975a. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia. 743 pp.
- ZIEBA, J. 1971. Production of macrobenthos in fingerling ponds. Polsk.Archiv.Hyd. 18(2): 235-246.
- ZUR OFER, 1979. The appearance of chironomid larvae in ponds containing common carp (*Cyprinus carpio*) Bamidgeh. 31(4).

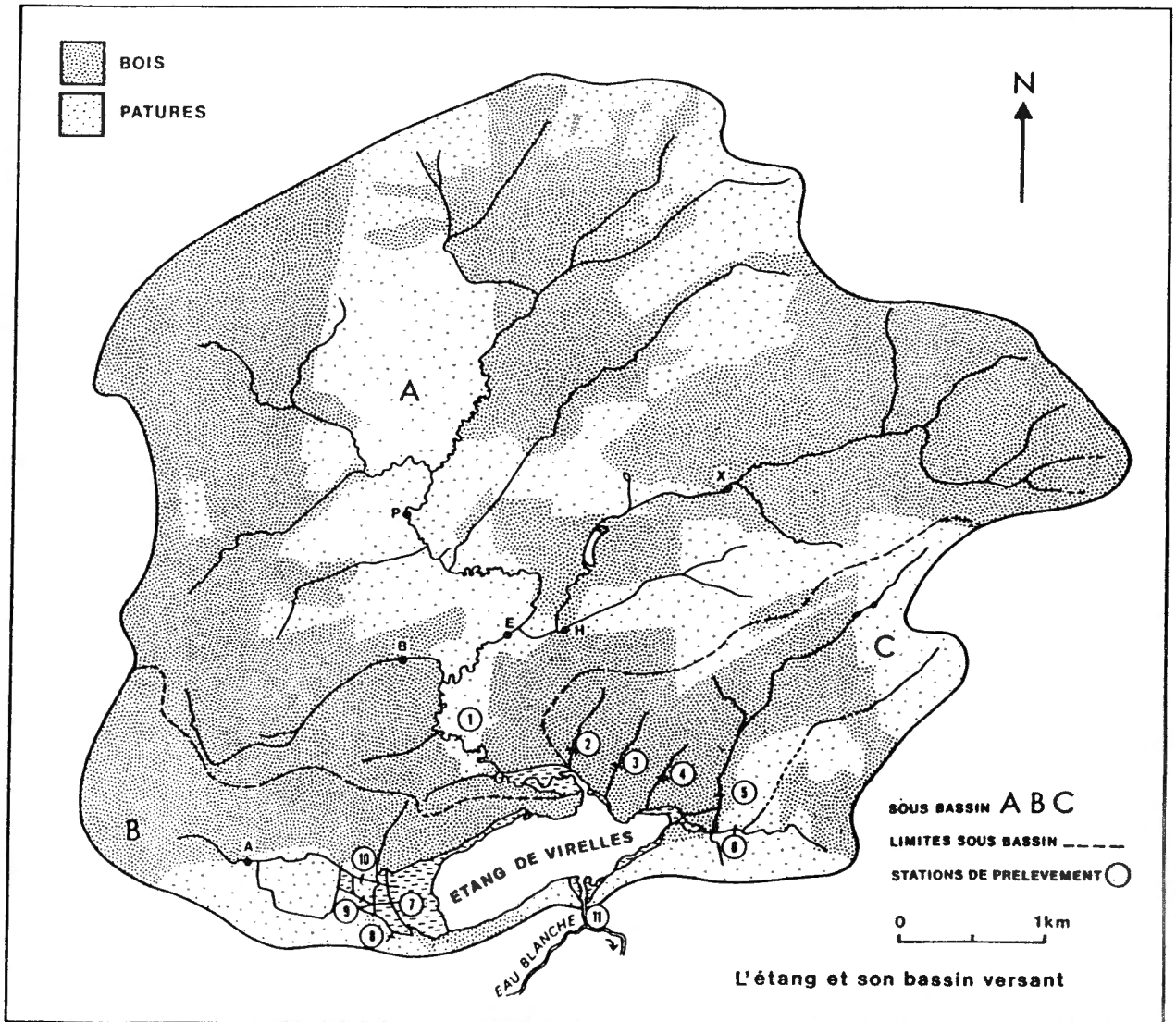


Fig.I. Bassin versant et stations de prélèvements.

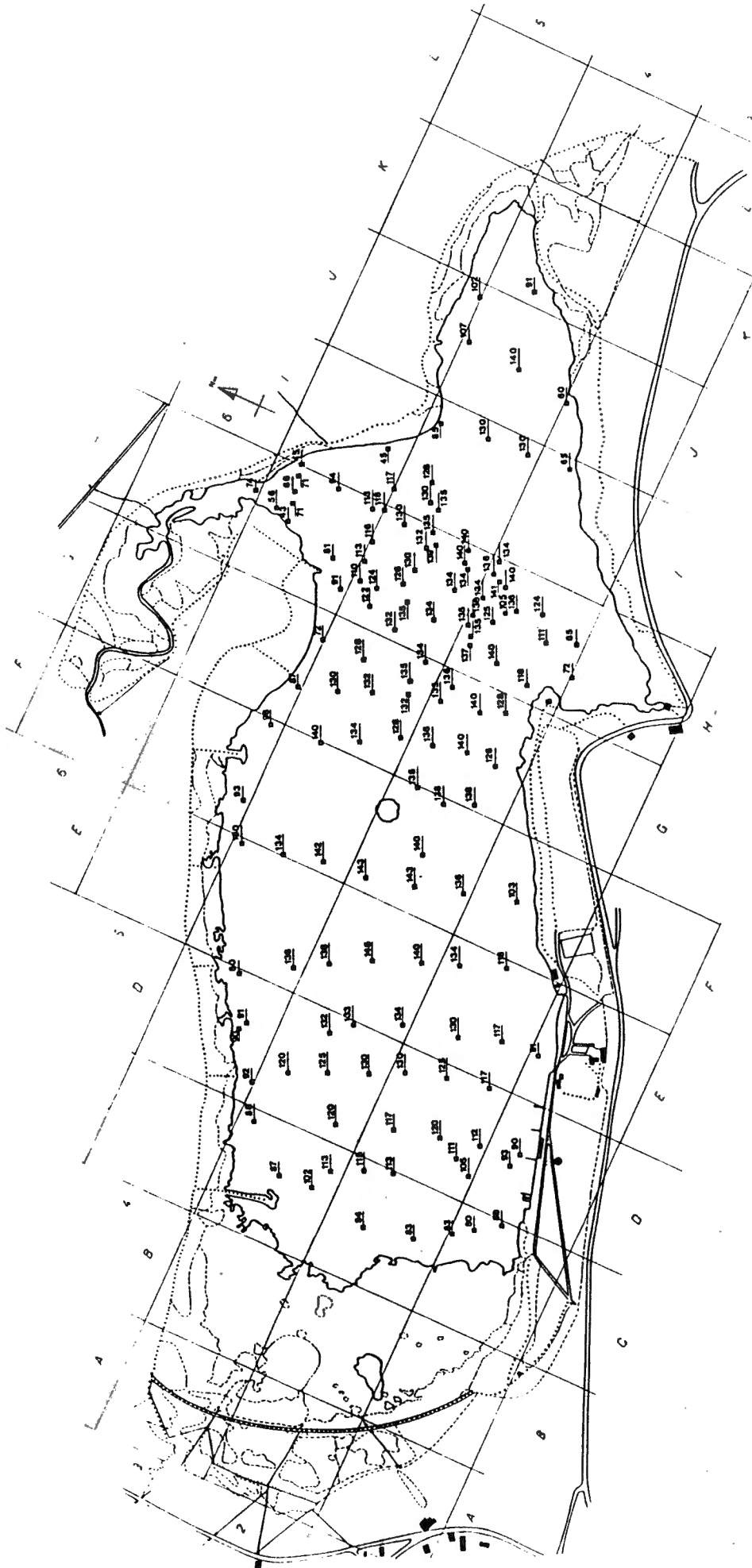


Fig.2. Bathymétrie de l'étang. Profondeur en cm.

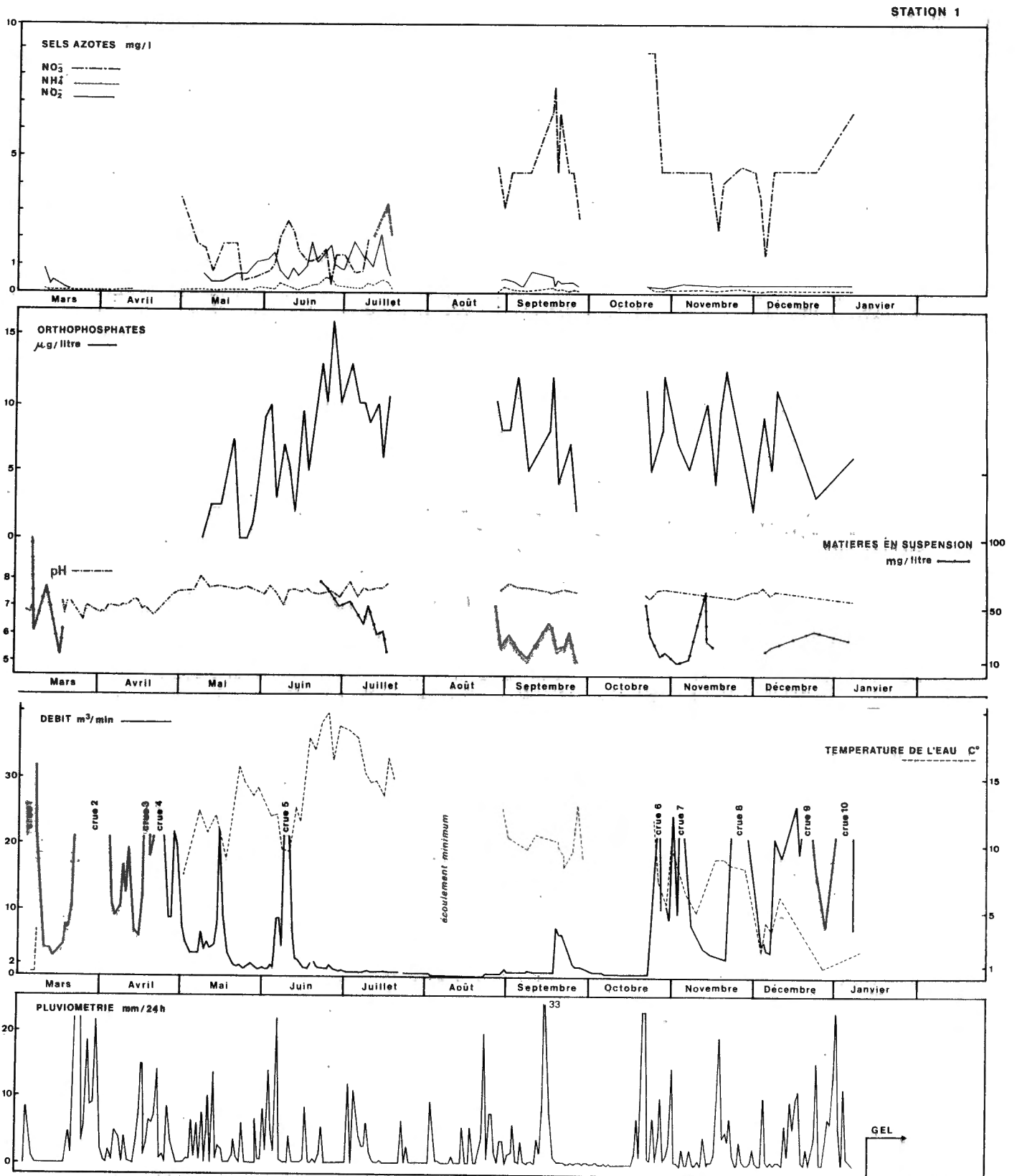


Fig.3. Résultats des analyses physico-chimiques.

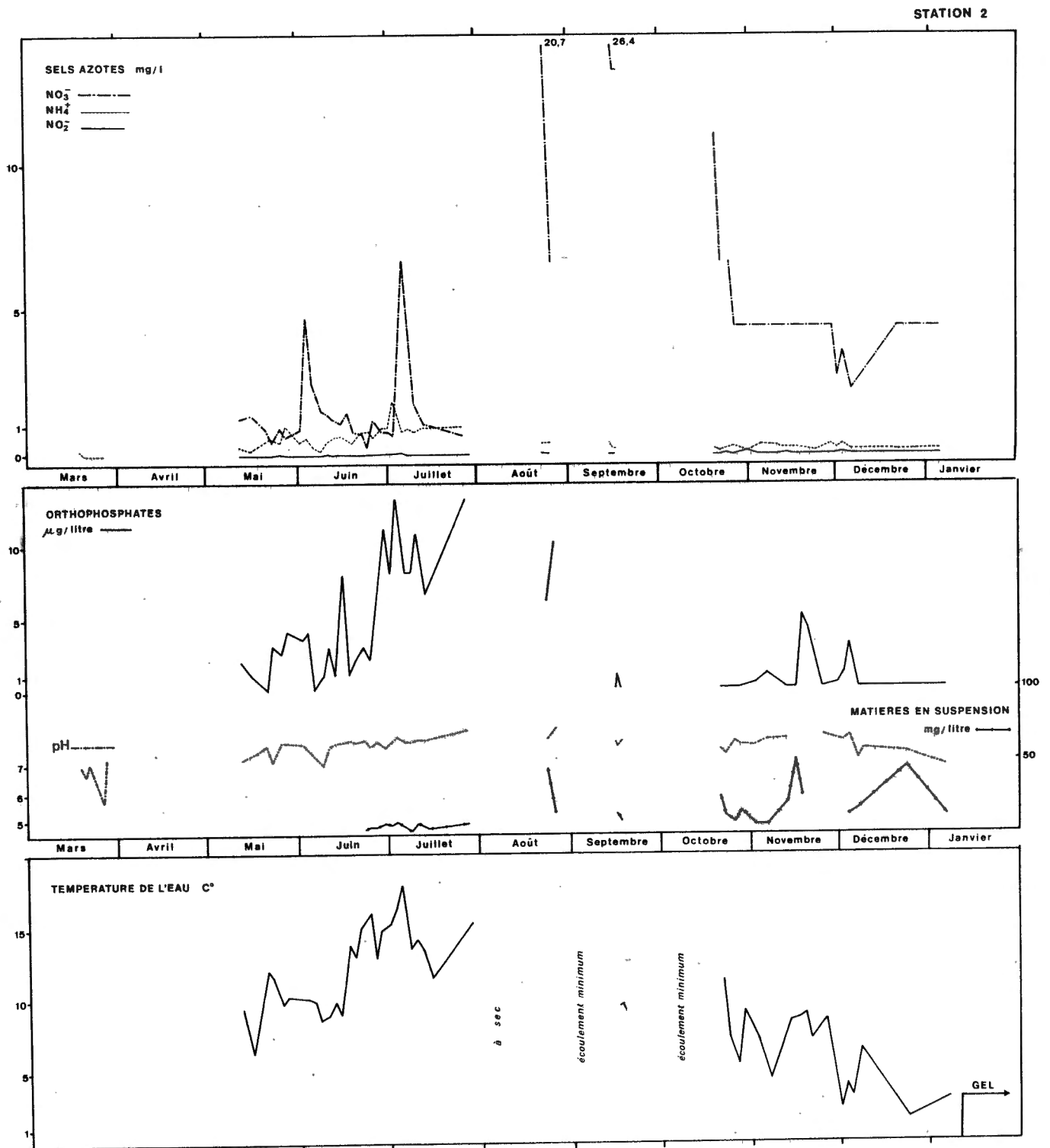


Fig.4. Résultats des analyses physico-chimiques.

STATION 5

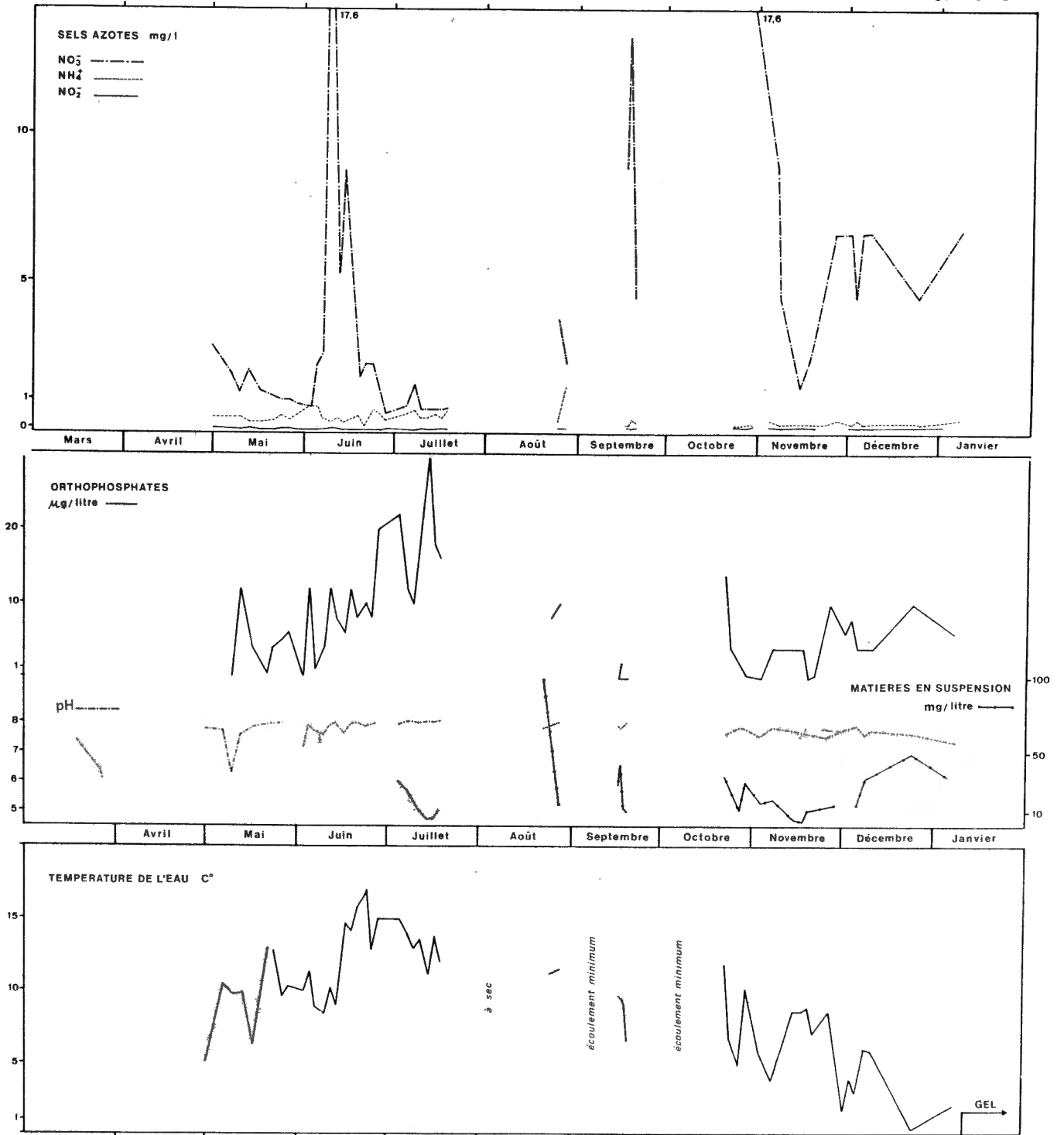


Fig.5. Résultats des analyses physico-chimiques.

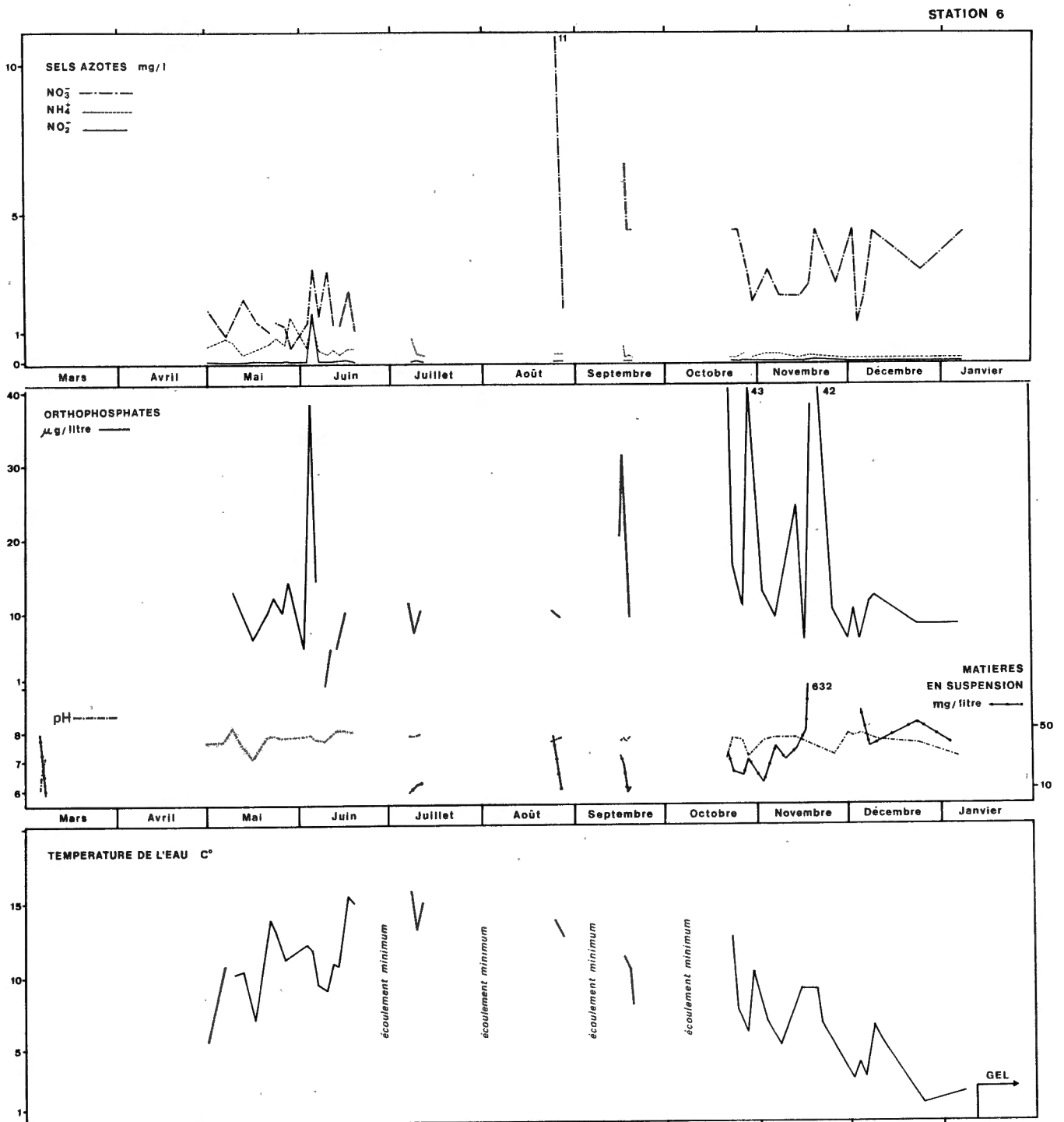


Fig.6. Résultats des analyses physico-chimiques.

STATION 8

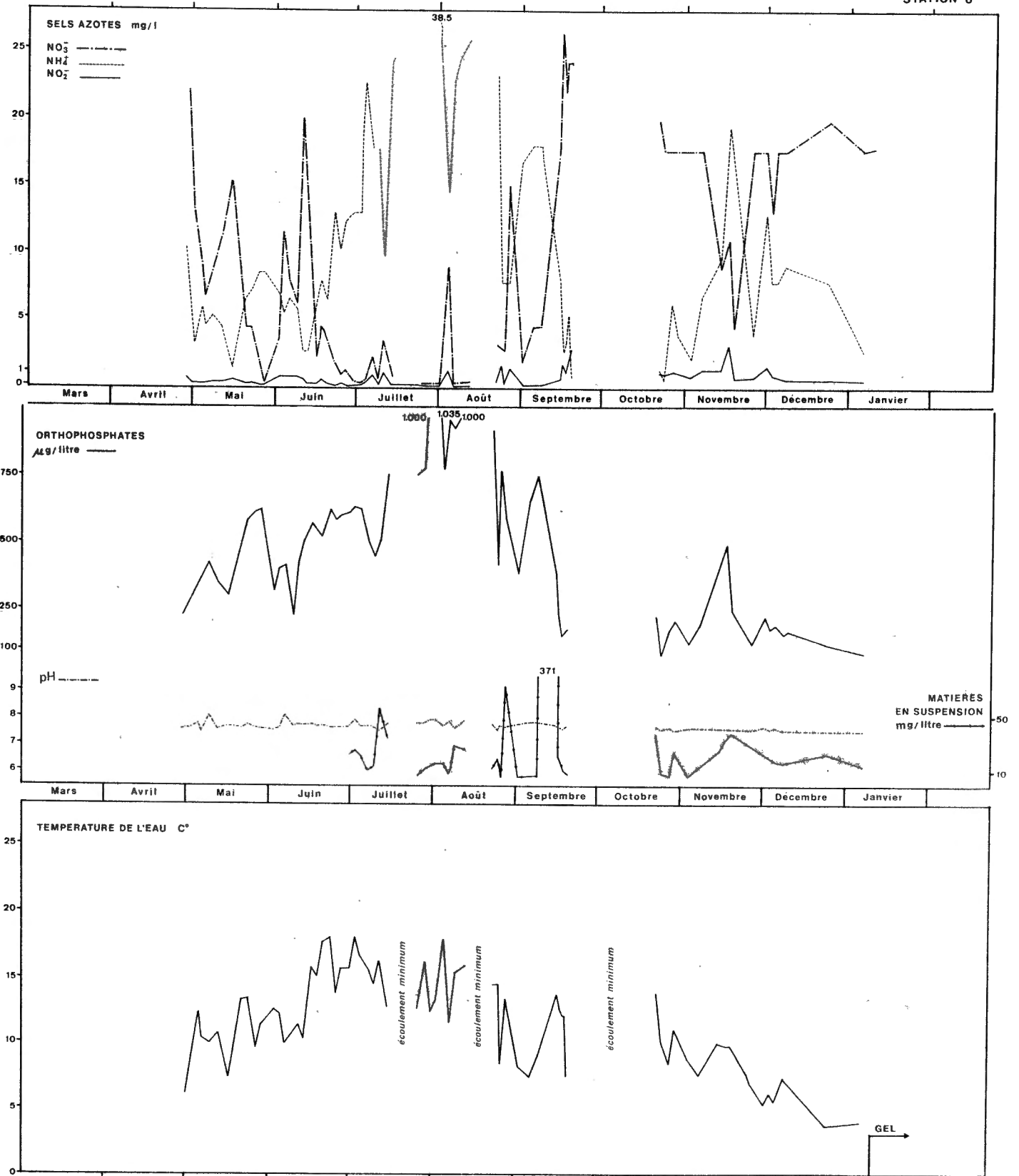


Fig.7. Résultats des analyses physico-chimiques.

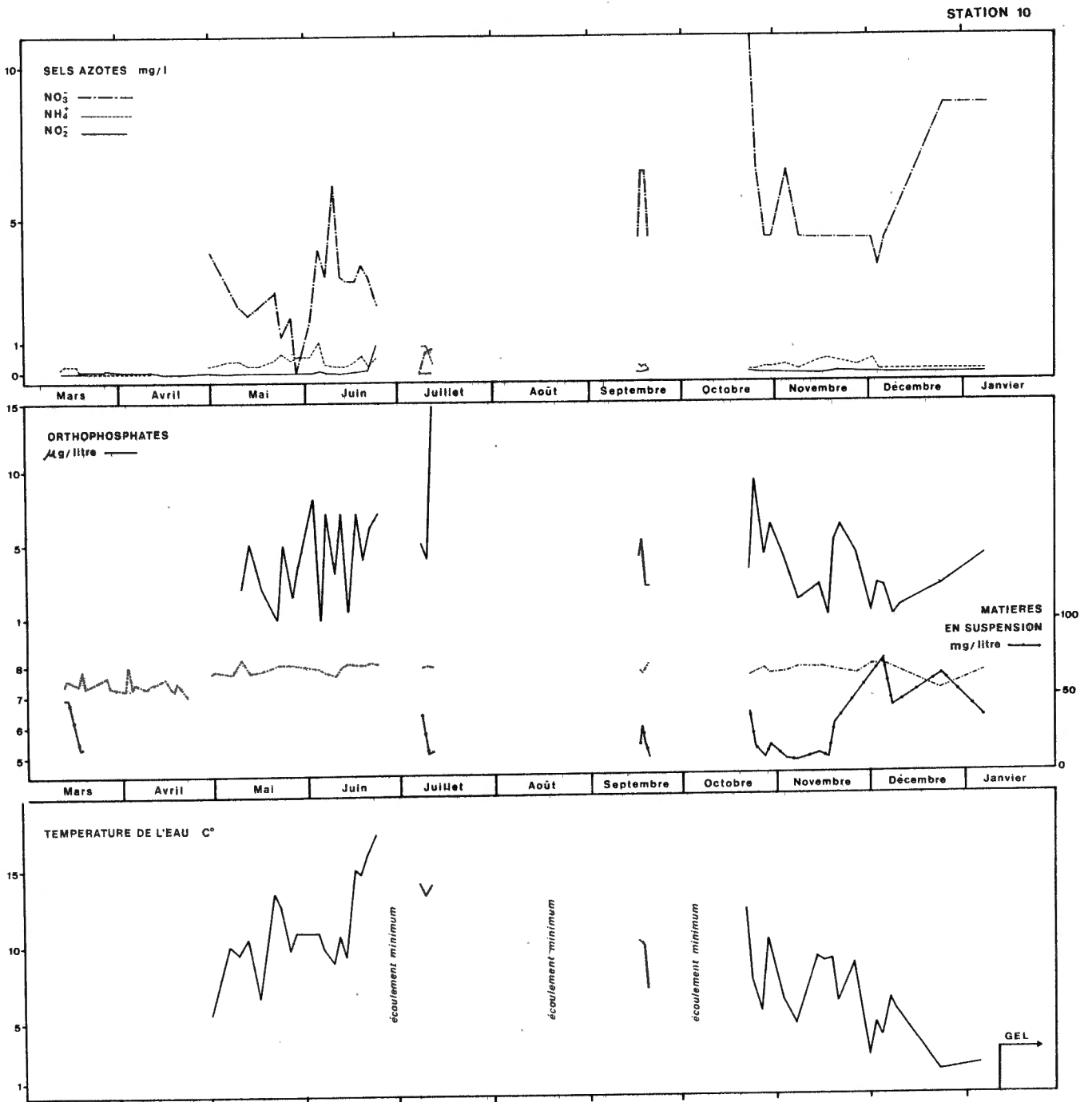


Fig.8. Résultats des analyses physico-chimiques.

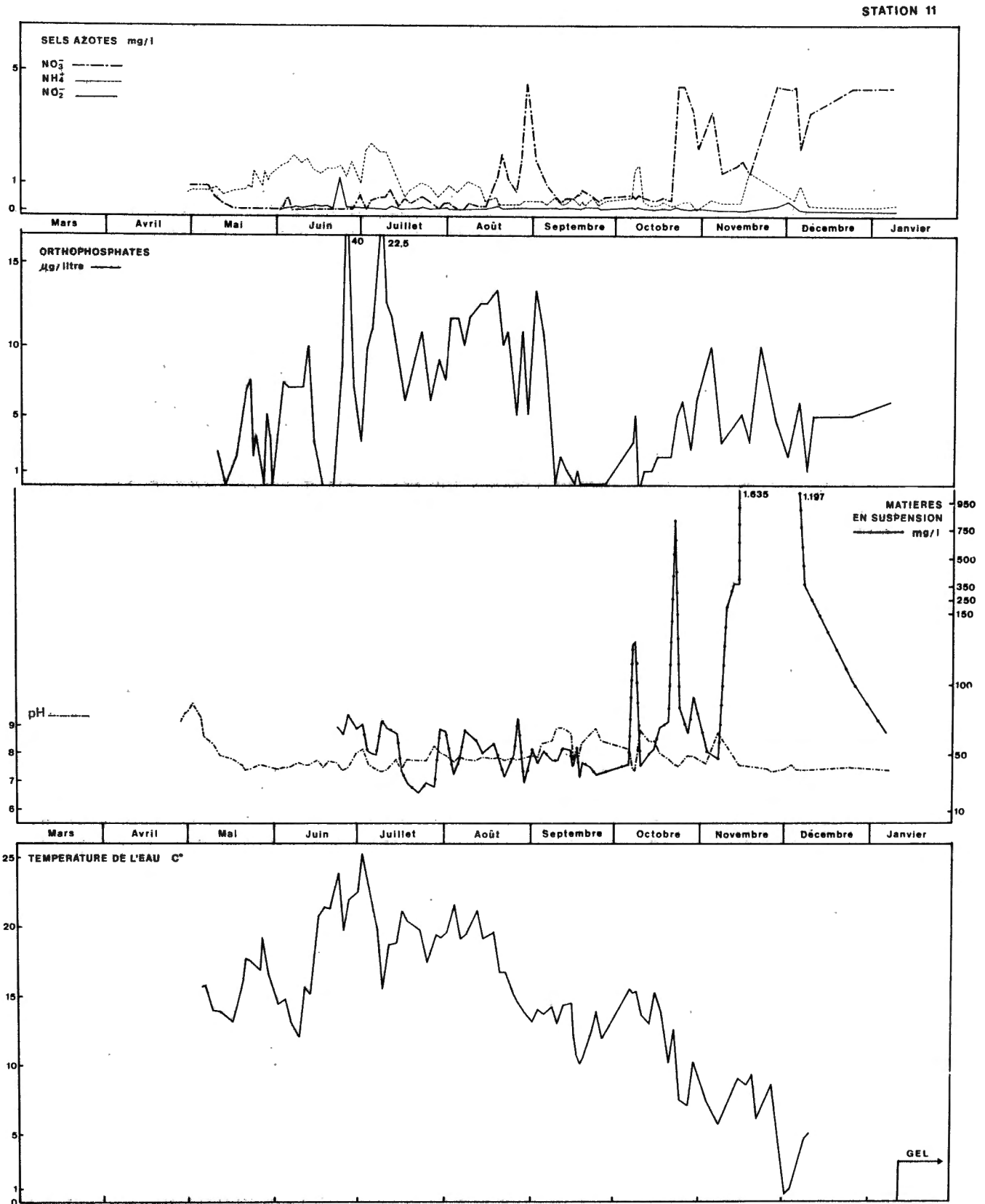


Fig.9. Résultats des analyses physico-chimiques.

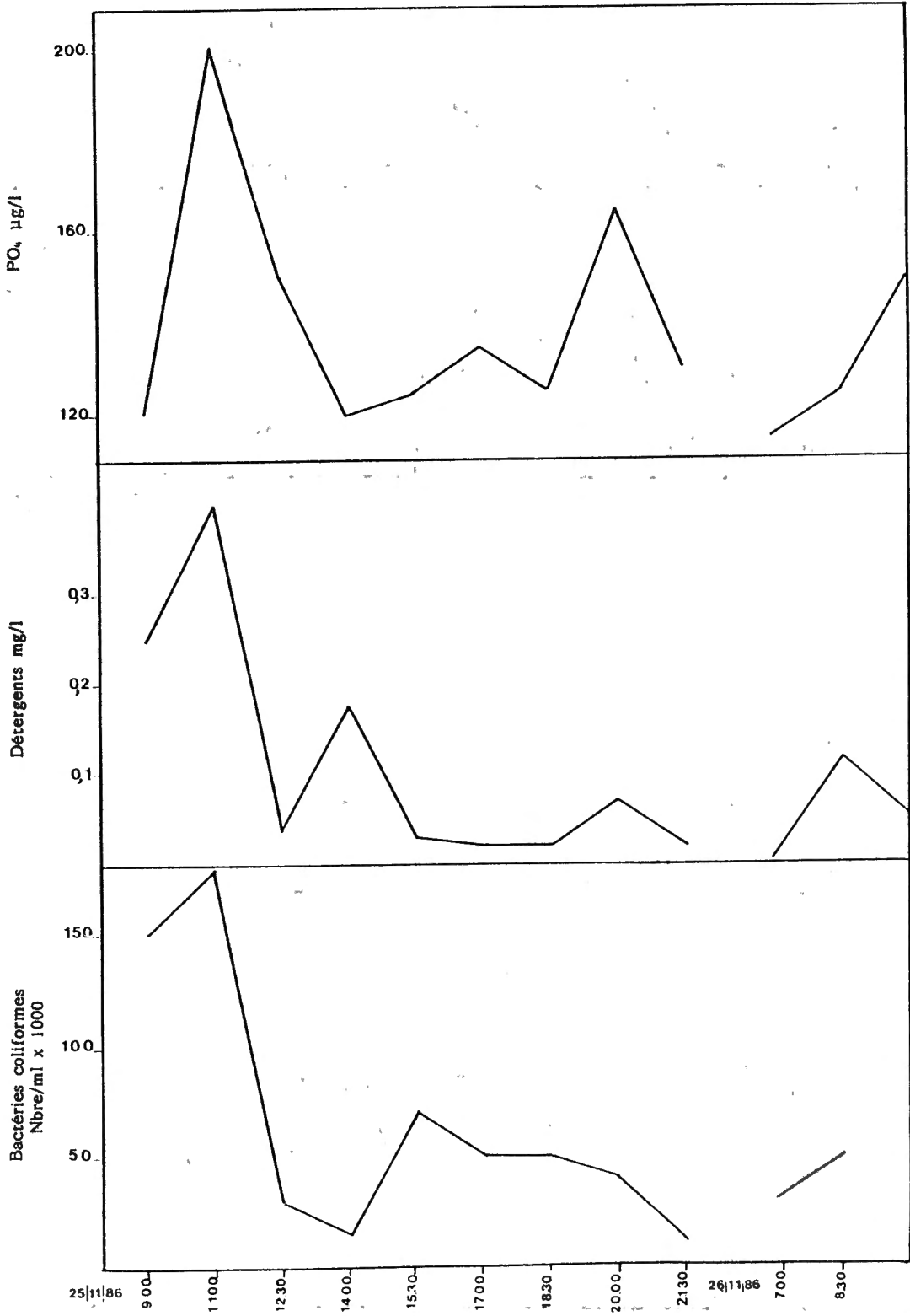


Fig.10. Corrélations entre orthophosphates,détergents et bactéries,station 8.

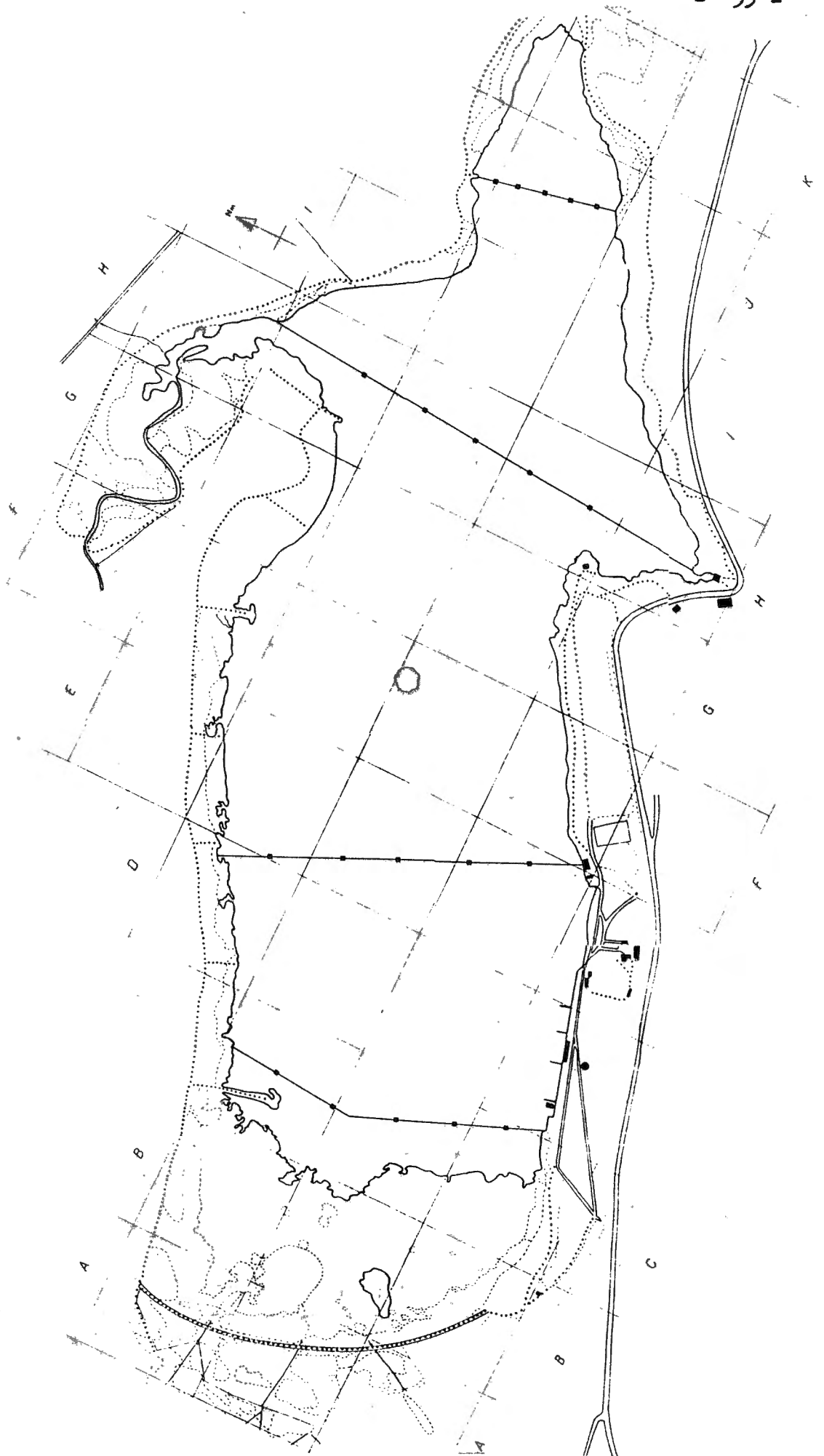


Fig.II. Répartition des stations de prélèvements du benthos.

nombre

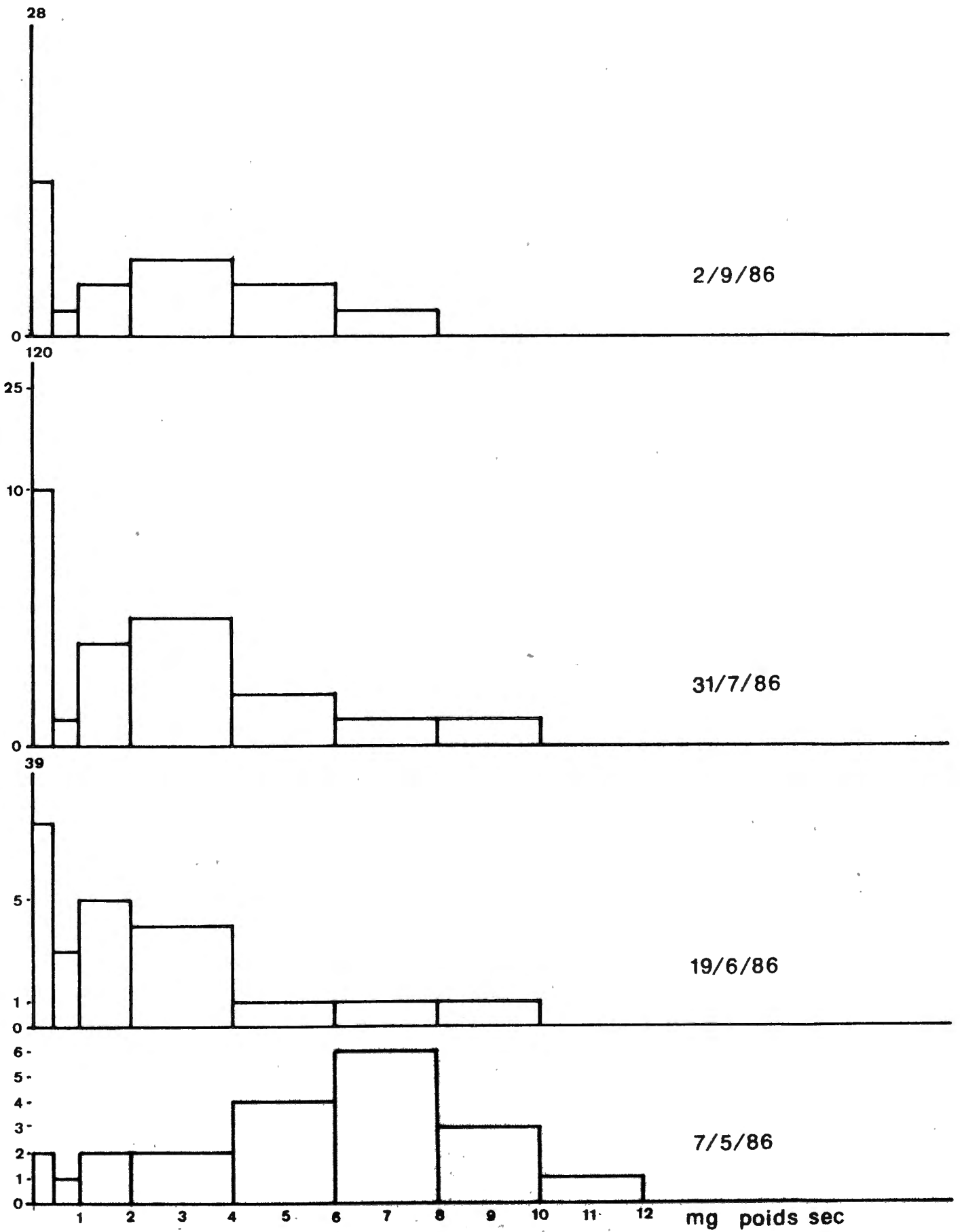


Fig. I2. Fréquence de poids des chironomides.

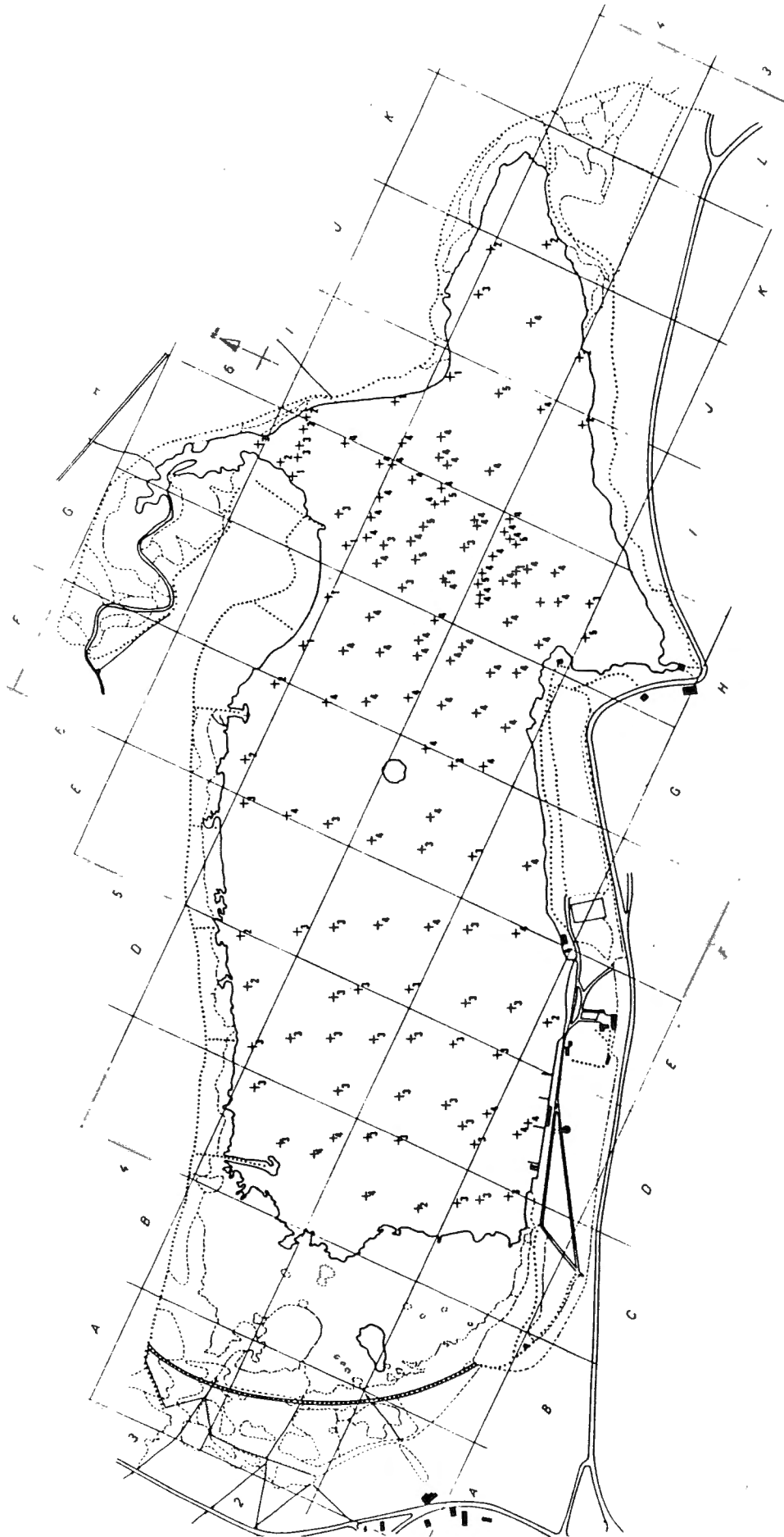


Fig.13. Mesures de pénétrabilité du sédiment (cfr 5.3.3.)

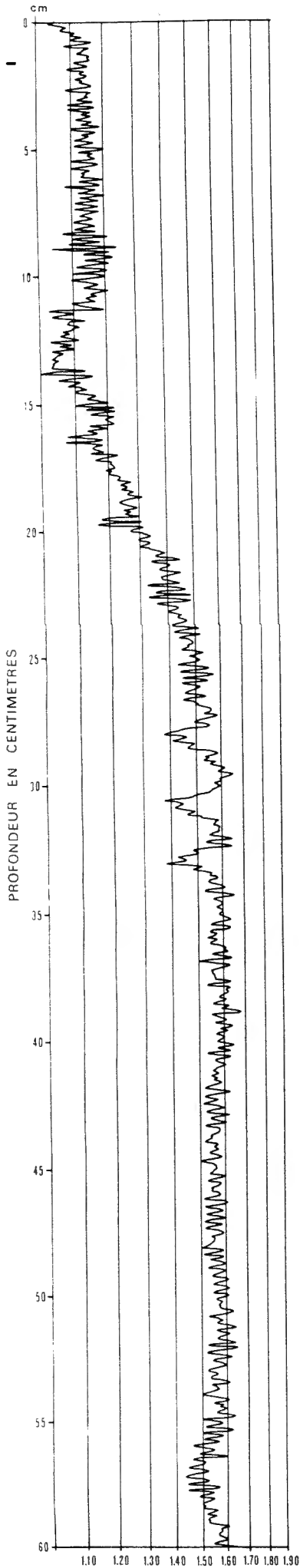


Fig.I4. DENSITE GLOBALE DU SEDIMENT

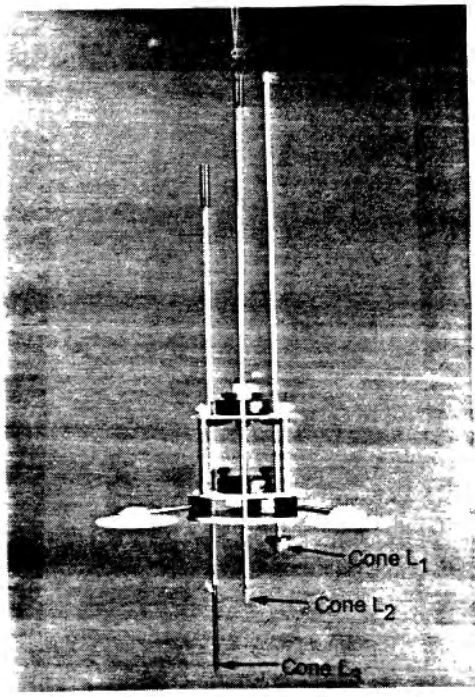


Fig.I7. Schéma du pénétromètre de HAKANSON.

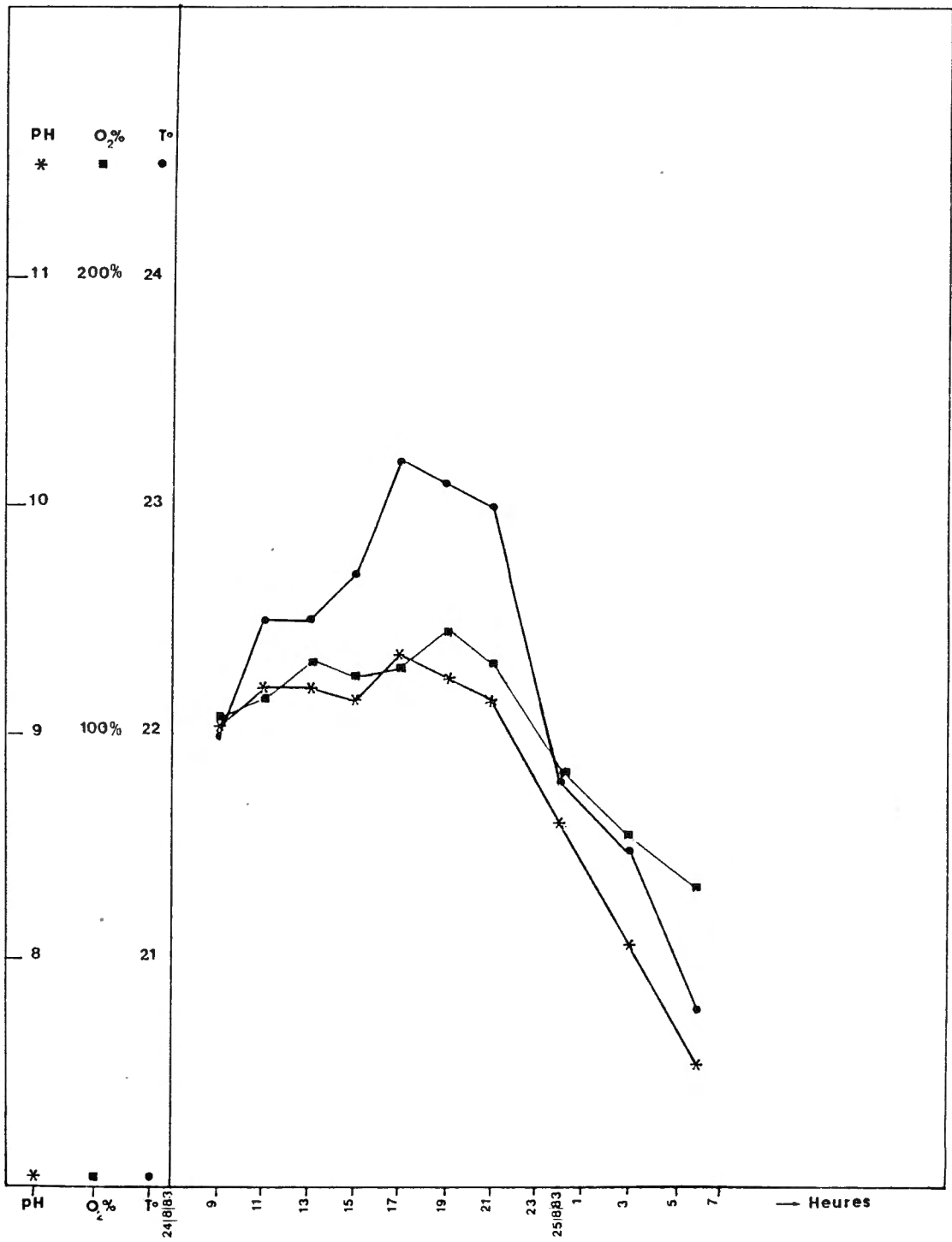


Fig.15. Evolution de l'activité photosynthétique en 24 h.

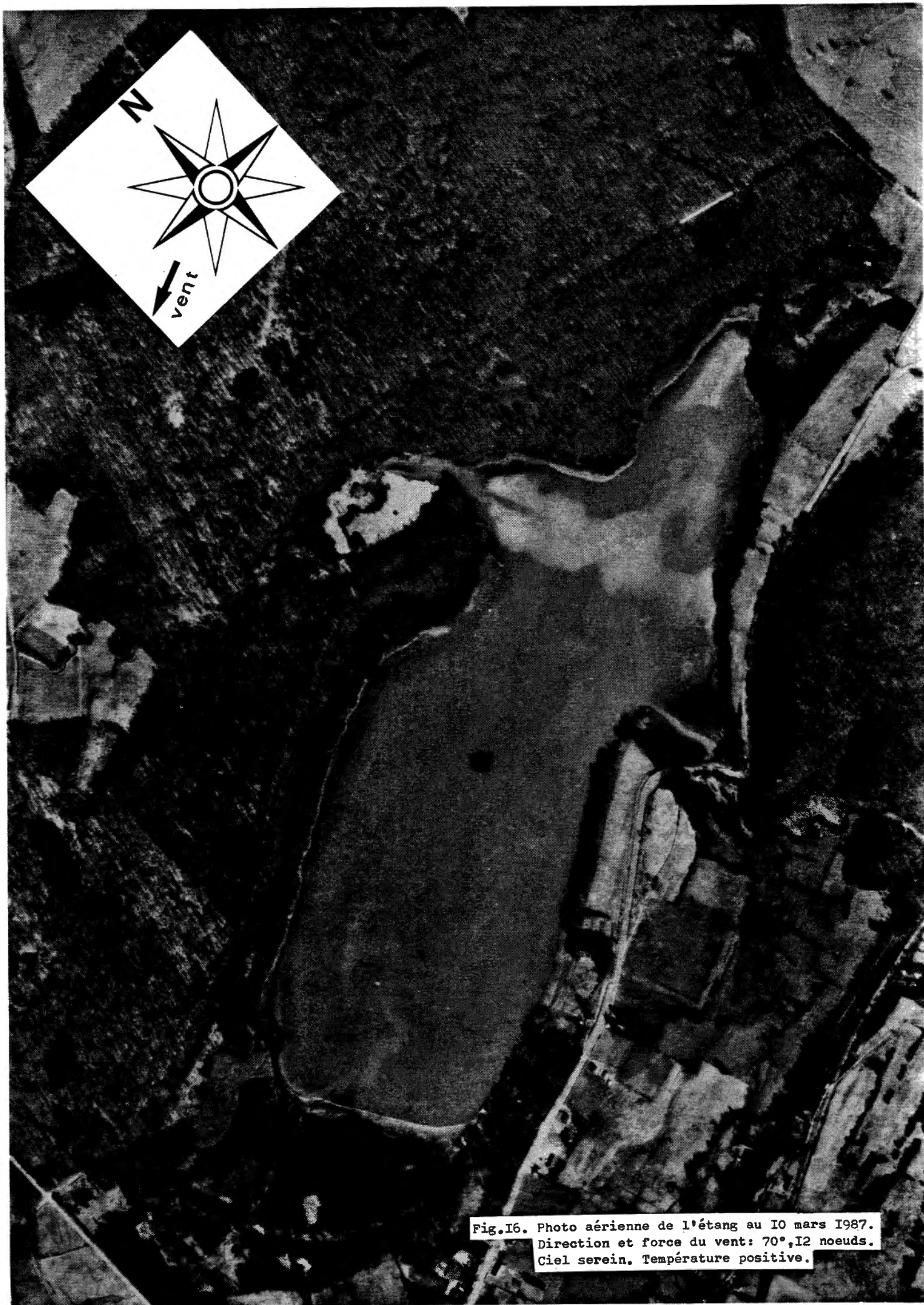
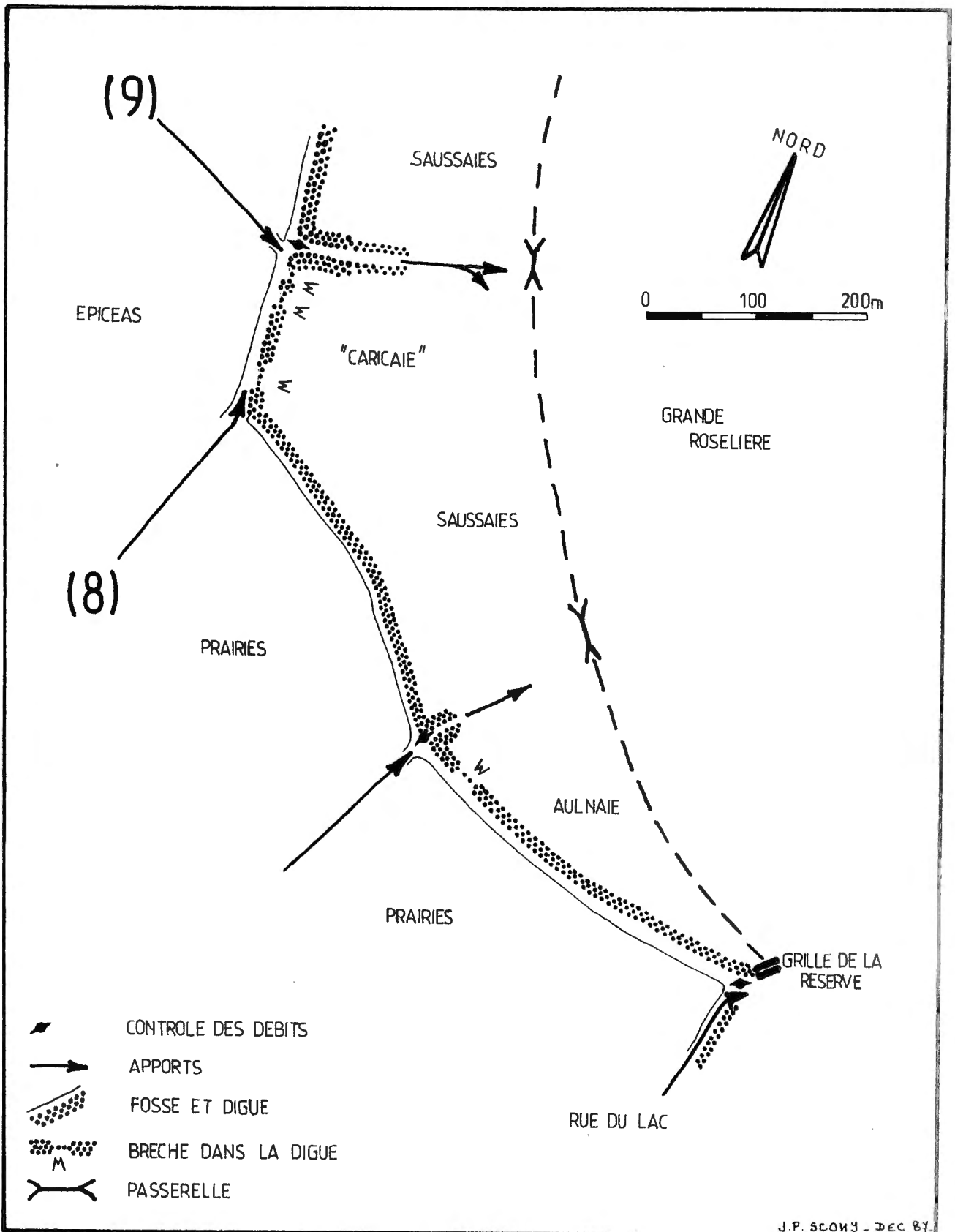


Fig.I6. Photo aérienne de l'étang au 10 mars 1987.
Direction et force du vent: 70°, 12 noeuds.
Ciel serein. Température positive.



J.P. SCONJ - DEC 87

Fig.18. Schéma du projet d'aménagement.

