

.....  
Syndicat des Eaux de Kermorvan

# **Diagnostic de la retenue de Kermorvan en vue de sa restauration**

*Etude de faisabilité*

**ANJOU RECHERCHE**  
**COMPAGNIE DES EAUX ET DE L'OZONE**  
janvier 1998

# Résumé

Le bassin versant de Kermorvan-de-Kersauzon, d'une superficie de 11,5 km<sup>2</sup>, alimente un système hydrologique composé des 4 retenues en série séparées pour les 3 dernières par des zones tampons humides.

La dernière des quatre retenues, retenue de Kermorvan, alimente une unité de production d'eau potable. Au fil des années, les étangs se sont enrichis en éléments fertilisants et présentent à l'heure actuelle des conditions d'hyper-eutrophie. Les teneurs moyennes en chlorophylle « a » et en matière organique sont élevées. De plus, le nombre de jours de dépassement de la concentration maximale admissible en eau potable pour le paramètre « nitrates » (50 mg/l) dans la retenue de Kermorvan devient chaque année plus important.

La production d'eau potable est difficile durant les périodes estivales sur le plan quantitatif et qualitatif.

- Le diagnostic du système hydrologique a été réalisé sur une période de 7 mois, d'avril à octobre 1997.
- ◇ Pendant l'étude, l'hydrodynamisme des retenues situées en aval - retenues de Moulin, de Kervilouarn et de Kermorvan - a été caractérisée par une grande stabilité (faibles variations de débits dans les ruisseaux alimentant le système hydrologique).
- ◇ La biomasse algale augmente globalement de l'amont vers l'aval du système hydrologique et au fur et à mesure des campagnes du mois d'avril au mois de septembre même si l'intensité des floraisons algales en 1997 est restée modérée, excepté dans une zone morte de l'étang de Kermorvan.

La succession des espèces est classique avec une séquence du type diatomées, chlorophycées, cyanophycées/divers puis à nouveau diatomées.  
Les espèces dominantes sont caractéristiques d'un milieu eutrophe à hyper-eutrophe.

La faiblesse de la biomasse algale est favorisée d'une part par l'absence de phosphore assimilable dans la colonne d'eau à partir du mois de juin et d'autre part par l'instabilité du développement phytoplanktonique.

- ◇ L'augmentation progressive de la biomasse algale dans le temps et l'espace entraîne parallèlement un accroissement des concentrations en matière organique dans les étangs. Cette dernière favorise ponctuellement l'instauration de zones réductrices au niveau des sédiments des retenues et entraîne l'augmentation dans l'eau des concentrations en composés réduits du fer et du manganèse.

Les concentrations en nitrates diminuent de façon significative dans les étangs, du fait d'une dénitrification de plus en plus intense.

◇ Les zones humides situées entre les étangs présentent des potentialités épuratoires intéressantes vis-à-vis des matières en suspension (algues, matière organique, phosphore...) et des nitrates. Ces potentialités sont peu valorisées à l'heure actuelle, du fait d'une circulation de l'eau limitée dans les zones humides et concentrée dans le ruisseau de Kermorvan.

● Le développement algal a été très atténué en 1997 par rapport à ceux observés en 1989 et 1990.

La diminution très nette des concentrations en phosphore explique très probablement la moindre intensité des blooms d'algues depuis 1990. Le risque de bloom demeure néanmoins et nécessite la mise en place de mesures de prévention.

● Parmi les nombreux procédés de restauration des retenues, l'utilisation de trois techniques complémentaires sur le site de Kermorvan est préconisée.

L'objectif de ces dernières est d'accentuer la carence en phosphore, de favoriser la variabilité des conditions environnementales et par suite la variabilité des espèces d'algues dominantes et enfin d'éliminer les développements d'algues préférentiels dans les zones mortes.

◇ le curage des étangs permettra de réduire drastiquement la charge interne en phosphore.

◇ l'optimisation des capacités épuratoires dans les zones humides est possible en augmentant la fraction de débit transitant à l'intérieur de ces dernières.

Les points d'injection de l'eau dans les zones humides doivent être multipliés à l'aide de tuyau d'irrigation.

La faible superficie des zones humides entre les étangs n'autorise que la filtration de 10 à 50 % du débit alimentant la retenue de Kermorvan en période de hautes et basses eaux respectivement.

En période d'étiage, le gain en terme de qualité d'eau sera substantiel vis-à-vis des paramètres MES, phosphates et par suite sur les algues.

Le niveau trophique de la retenue de Kermorvan passera d'eutrophe/hyper-eutrophe à mésotrophe/eutrophe.

L'amélioration sera moins sensible vis-à-vis des nitrates, surtout en période hivernale.

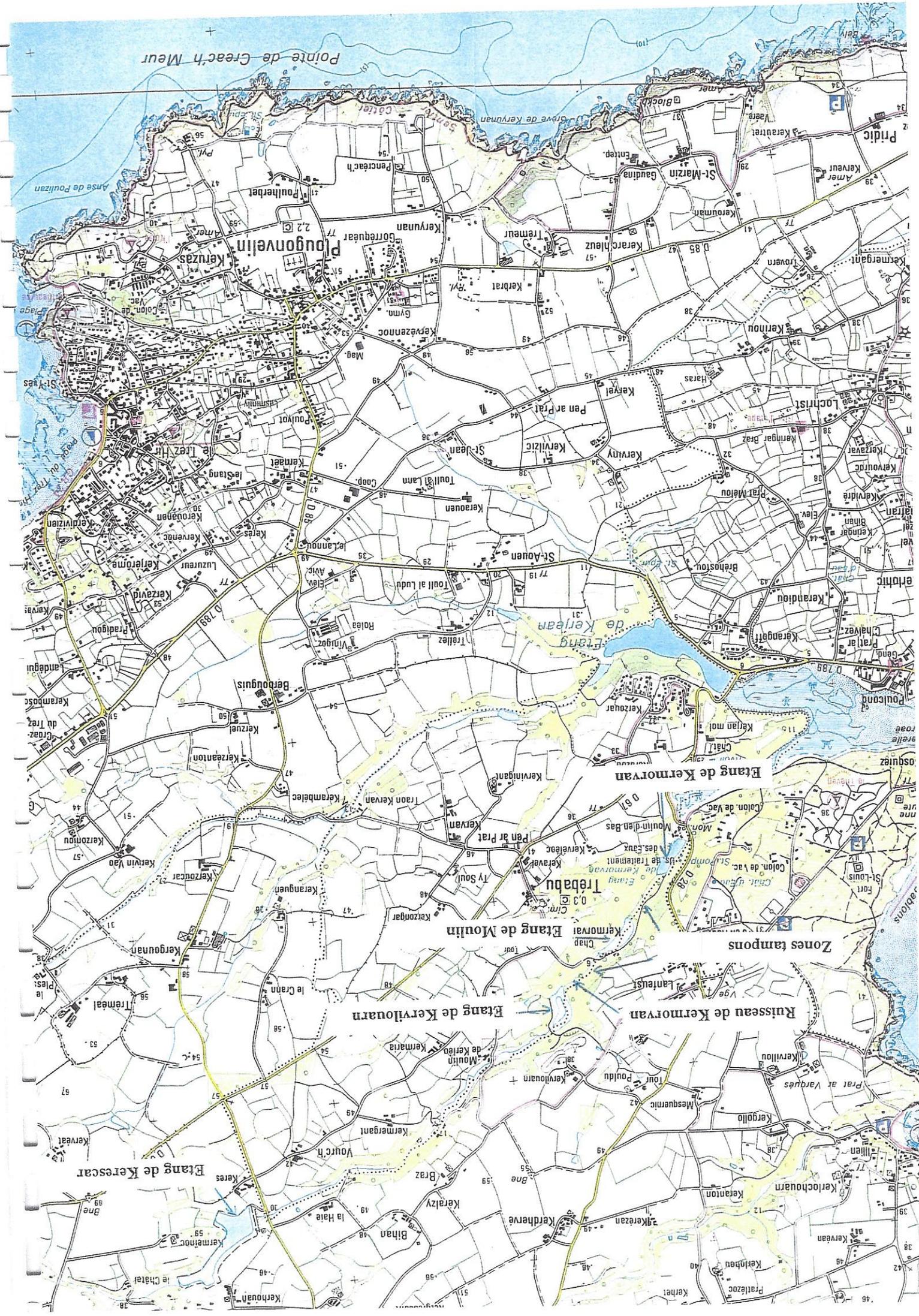
Il est possible d'augmenter la fraction de débit filtré en mobilisant d'autres zones humides situées entre les étangs de Kerescar et de Kervilouarn et d'atteindre ainsi un niveau trophique mésotrophe pour l'ensemble du système hydrologique ainsi que des concentrations en nitrates inférieures à 50 mg/l dans l'étang de Kermorvan.

◇ la remise en circulation de l'eau dans les zones mortes des retenues éliminera ces sites préférentiels de développement des algues.

Ces mesures à effet rapide viennent en complément de l'action de reconquête à moyen terme menée sur le bassin versant dans le cadre du programme Bretagne Eau Pure 2.

# Sommaire

RESUME .....	2
1) INTRODUCTION.....	7
1-1 CONTEXTE .....	5
1-2 BRETAGNE EAU PURE .....	5
1-3 L'ÉTUDE DIAGNOSTIC DU SYSTÈME DES 4 RETENUES .....	6
2) CONTEXTE ET HISTORIQUE DE LA RESSOURCE .....	9
2-1 CRÉATION DES RESSOURCES .....	7
2-2 LE BASSIN VERSANT .....	8
2-3 CARACTÉRISTIQUES ET ÉVOLUTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU .....	9
2-3-1 PRINCIPE ET CONSÉQUENCES DE L'EUTROPHISATION.....	10
2-3-2 EVOLUTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DES ÉTANGS DE KERESCAR À KERMORVAN AU COURS DU TEMPS	11
2-4. CONSÉQUENCES SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DISTRIBUÉE .....	19
2-5 EVOLUTION DE LA FILIÈRE DE TRAITEMENT DE L'USINE DE TREBABU .....	21
2-6 SYNTHÈSE.....	22
3) DIAGNOSTIC .....	24
3.1) MÉTHODOLOGIE DE L'ÉTUDE.....	23
3.1.1) ÉTUDE DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET DE LA DYNAMIQUE ALGALE.....	23
3.1.2) SONDAGE DES ÉTANGS .....	24
3.1.3) ÉTUDE DES SÉDIMENTS DES ÉTANGS .....	24
3.1.4) ÉTUDE DES ZONES HUMIDES.....	25
3.2) FONCTIONNEMENT GÉNÉRAL DU SYSTÈME HYDROLOGIQUE .....	25
3.2.1) HYDROLOGIE DU SYSTÈME .....	25
3.2.2) QUALITÉ DE L'EAU.....	27
3.2.3) DYNAMIQUE ALGALE : RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	38
3.2.4) ZONES HUMIDES.....	42
3.3) IMPACT SUR L'USINE DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE .....	44
3.4) SYNTHÈSE.....	45
4) FAISABILITÉ DE LA RESTAURATION DE LA RETENUE.....	47
BIBLIOGRAPHIE .....	57
ANNEXE .....	58



Pointe de Creac'h Meur

Ploouzevel  
Kerzas

Etang de Kermorvan

Etang de Moulin

Etang de Kervilouarn

Etang de Kerescar

Zones tampons

Ruisseau de Kermorvan

Trebadu

Pridic

Kermergant

Lochnist

Kerandieu

St-Louis

Kerlouchouarn

Keranton

Kerleu

St-Martin

Kerarchieuz

Kerouan

Keravel

Keravizic

Kerouan

St-Aouen

Kerouan

Anse de Pouizan

St-Yves

Kerouan



# 1- Introduction

*L'eau, patrimoine national, doit faire l'objet d'une gestion équilibrée*

## 1-1 Contexte

### *Loi sur l'eau*

La Loi sur l'eau du 3 janvier 1992 résulte d'une prise de conscience de la nécessité de préserver les ressources en eau. Déclarée patrimoine national, la ressource en eau doit faire l'objet d'une gestion équilibrée, qui vise notamment à protéger celle-ci contre toute pollution ainsi qu'à restaurer la qualité des eaux superficielles et souterraines.

Certaines régions particulièrement sensibilisées aux problèmes de qualité d'eau mettent en œuvre des programmes d'actions concrets.

La Bretagne, qui doit faire face à une forte dégradation de qualité de ses ressources en eau, en fait partie.

### *Bretagne Eau Pure*

Face à l'importance croissante des pollutions diffuses (nitrates : le territoire breton est classé comme zone vulnérable aux nitrates au titre de la Directive « Nitrates », et produits phytosanitaires en particulier), la région Bretagne a mis en place en 1994, le programme Bretagne Eau Pure 2 (BEP 2) pour l'amélioration de la qualité des eaux bretonnes. Dans ce contexte, le département du Finistère a retenu le bassin de Kermorvan pour faire l'objet d'un programme de démonstration (maîtrise des pollutions diffuses par des mesures préventives et curatives, sur l'ensemble du bassin).

A l'initiative du Syndicat des eaux de Kermorvan-de-Kersauzon, en partenariat avec les acteurs du monde agricole, unique activité économique du bassin versant, accompagné par les différentes administrations concernées (Chambre d'Agriculture, DDE, DDA, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, Conseil Régional et Conseil Général...), le programme s'engage dans une démarche de type Plan de Développement Durable (PDD), à l'échelle du bassin.

Le PDD est un concept du Ministère de l'agriculture et de la forêt qui a pour but d'adapter la gestion des exploitations agricoles aux contraintes économiques et surtout environnementales. Des moyens adaptés, couplés à de bonnes pratiques agricoles peuvent concourir à la reconquête de la qualité de l'eau.

## 1-2 L'étude diagnostic du système des 4 retenues

Le bassin versant alimente un système des 4 retenues. Ces dernières présentent des conditions d'hyper-eutrophie. Au fil des années, depuis leur création, elles se sont enrichies en éléments fertilisants (nitrates, phosphore).

La production d'eau potable est difficile durant les périodes estivales, tant sur le plan quantitatif que qualitatif.

De nombreuses actions ont été entreprises au cours des dix dernières années pour adapter la filière de traitement de potabilisation de l'usine de TREBABU à la qualité des eaux des étangs. Mais il s'agit en la matière, d'une escalade de dépenses, que seule l'amélioration de la qualité de l'eau parviendra à freiner.

Profitant de la mobilisation des acteurs du bassin versant décidés à agir sur la réduction des flux en éléments nutritifs dans le réseau hydrographique alimentant les retenues, cette étude a été conçue comme une action résolument complémentaire à celle de Bretagne Eau Pure 2.

Elle est complémentaire en ce sens que si la réduction du taux de nitrates, objectif n°1 de l'opération de démonstration du bassin de Kermorvan, permet de répondre à la limite de potabilité (50 mg N-NO<sub>3</sub>/l), elle ne permettra pas en revanche d'éviter les désordres au niveau du traitement de potabilisation dus aux proliférations algales.

L'objectif de l'étude est donc de proposer des techniques de restauration de la qualité de l'eau de la retenue, permettant notamment de limiter la croissance de la biomasse algale, tout en favorisant la prédominance d'espèces facilement éliminables au niveau de la filière de traitement de l'usine.

Après un rappel du contexte et de l'historique de la ressource de Kermorvan, le diagnostic du système hydrologique composé des 4 retenues et des zones tampons (cf. carte de situation ci-contre) est établi.

Ensuite, les différentes techniques de restauration et leurs possibilités d'adaptation aux particularités du système sont évaluées.

Dans la suite du document, la notion de « **système hydrologique** » désignera la succession des 4 étangs et des zones humides qui les séparent.

## 2- Contexte et historique de la ressource

*L'évolution des ressources de Kermorvan-de-Kersauson, une histoire d'eau ...*

### 2-1 Création des Ressources

En 1963, au moment de sa création, le Syndicat Intercommunal des Eaux de Kermorvan (SIEK) a pour unique ressource la réserve de Milin-Izella alimentée par le ruisseau de Kermorvan.

Pour faire face à l'augmentation de la demande en eau sans cesse croissante, notamment en période estivale, et pour parer à des déficits hydriques réguliers, le SIEK met en œuvre des travaux d'aménagement de sa ressource dès le début des années 1970.

En 1970, un curage de la réserve de Milin-Izella porte sa capacité totale à 23 000 m<sup>3</sup>. Cette réserve sera désignée par la suite sous le nom de retenue ou « **étang de Kermorvan** ».

Superficie : 15 000 m<sup>2</sup>  
Profondeur moyenne : 1,5 m  
Volume : 23 000 m<sup>3</sup>  
**Volume utile : 10 000 m<sup>3</sup>**

En 1970, un second bassin, appelé « réserve intermédiaire » en amont de l'étang de Kermorvan a été créé. Cette réserve sera ensuite désignée sous le nom de retenue ou « **étang du moulin** ».

Superficie : 15 000 m<sup>2</sup>  
Profondeur moyenne : 1,5 m  
**Volume : 22 000 m<sup>3</sup>**

En 1976, un troisième bassin a été aménagé en amont par curage de l'étang du moulin du haut, nommé par la suite retenue ou « **étang de Kervilouarn** ».

Superficie : 18 000 m<sup>2</sup>  
Profondeur moyenne : 1,8 m  
**Volume : 32 000 m<sup>3</sup>**

En 1980, le dernier ouvrage de réserve est créé, toujours en amont, par la réalisation d'un barrage, dit retenue ou « **étang de Kerescar** ».

Superficie : 53 500 m<sup>2</sup>  
Profondeur moyenne : 2,5 m

Profondeur mai : 5,35 m au trop plein  
Volume : 140 000 m<sup>3</sup>

Le volume total stocké dans le système des 4 étangs représente environ 200 000 m<sup>3</sup>, ce qui correspond à la production de l'usine de traitement de Trébabu pour couvrir les besoins des 2 mois d'été (juillet et août).

**En complément de cette ressource par stockage, le SIEK s'est doté d'autres sources d'alimentation :**

- De l'eau de forages, exempte de nitrates, qui sert, en plus de la complémentarité en terme de débit instantané d'eau brute, à diluer les eaux de surface chargées en nitrates.
- Un pompage de secours (en cas d'extrême sécheresse) des eaux du ruisseau de Pont l'Hôpital, mis en service en août 1989 pour pallier les insuffisances de la ressource principale du SIEK dues à l'état de sécheresse, et aménagé par la suite avec notamment une réserve tampon de 900 m<sup>3</sup>. Venant d'un autre bassin versant (bassin de l'Aber Ildut), les eaux pompées sont rejetées directement dans le ruisseau de Kermorvan, en amont de l'étang de Kerescar, par transfert dans une canalisation de 5 km.
- Une interconnexion du réseau de distribution de la zone est du SIEK avec le réseau de la Communauté Urbaine de Brest.

## **2-2 Le bassin versant**

La majorité des informations provient de l'étude diagnostic du bassin versant réalisé par la Chambre d'agriculture (Saout, 1996).

- Situé à l'ouest de l'agglomération Brestoise, le bassin versant de Kermorvan d'une superficie de 11,56 km<sup>2</sup> s'étend, suivant une orientation est-ouest, sur 7,3 km de long et 1,6 km de large.
- Il est situé sur un ensemble de roches granitiques et gneissiques, avec par endroit des poches d'arénisation du granite (dégradation du granite en sable) qui ont permis la constitution de réserves d'eaux souterraines locales.

Les sols sont sains, excepté dans les zones soufreuses et les fonds de vallée. On en distingue 4 grands types :

- au nord, les sols sont généralement profonds, limoneux à limono-argileux, bruns, sains sans aucune trace d'hydromorphie (capacité d'épuration naturelle limitée)
- au sud est, les sols sont bruns, sains et profonds
- au sud de Kerescar et jusqu'à Trébabu, les sols profonds présentent une légère tendance à l'hydromorphie sur pentes faibles, bien que situés en point haut de bassin. Dans ce cas, ils sont généralement drainés,
- au nord ouest, les sols profonds sont généralement hydromorphes (zones en point haut de vallon du fait d'un affleurement de la nappe ou d'un substrat un peu plus imperméable).

Suivant leur situation et les conditions climatiques, certains de ces terrains hydromorphes présentent des conditions d'oxygénation et de désoxygénation alternées liées à la saturation en eau du sol, conditions qui peuvent être propices à la dénitrification. Néanmoins :

- ◇ beaucoup de ces sols ont été réaménagés pour une fonction agricole,
- ◇ leur localisation n'autorise pas un contact d'une durée suffisante avec les eaux de ruissellement ou la quantité d'eau qui transite par ces sols est trop faible pour permettre une dénitrification significative.

Le réseau hydrographique est constitué de 5 ruisseaux principaux : ruisseaux de Cohars, de Keronvel, de Truel (ces trois alimentent la retenue de Kerescar), de Kermorvan et de Trébabu (temporaire, il se déverse directement dans la retenue de Kermorvan mais son impact est visible sur l'état de la retenue).

Le relief du bassin est entaillé d'une vallée en U, avec un fond de vallon plat formant en aval une bande étroite entre deux versants pentus. Dans ce secteur, le ruissellement est prépondérant, modéré par un réseau dense de talus. Les bois et landes qui occupent environ 10 % de la surface du bassin sont avant tout localisés sur ces pentes dominant le ruisseau de Kermorvan et dans les fonds de thalwegs. Ces zones où la couverture végétale est assez dense doivent pouvoir jouer un rôle tampon épurateur des eaux de ruissellement.

- L'agriculture constitue la principale activité sur le bassin : au total, 42 agriculteurs cultivent des terres sur le bassin versant, mais toutes ces exploitations ne sont pas intégralement localisées sur le bassin. La Surface Agricole Utile est principalement consacrée aux prairies temporaires, céréales, maïs fourrage, pomme de terre et autres cultures légumières. L'élevage tient également une place importante (bovins lait, viande et porcins). Ces activités sont réparties de façon différenciée sur le bassin :

- ◇ A l'Est correspond essentiellement une zone d'élevage, avec des surfaces en prairie (destinées au pâturage des bovins) et maïs importantes. Les parcelles sont cultivées jusqu'en bord des ruisseaux, qui sont de ce fait peu protégés des transferts par ruissellement de produits agricoles
- ◇ l'occupation des sols, à l'ouest est répartie de façon plus homogène entre les zones légumières (associées au substrat géologique et à la présence de sables dunettes) et les activités d'élevage.

Le remembrement opéré sur le bassin conduit à un paysage encore très bocager dans la partie aval et semi-bocager plus à l'amont.

### **2-3 Caractéristiques et évolution de la qualité de l'eau**

Les caractéristiques intrinsèques de l'eau des étangs se distinguent par une faible minéralisation, offrant un pouvoir tampon très limité. L'eau est corrosive et agressive.

L'eau des forages est très riche en fer.

Le contexte et la densité élevée d'exploitations agricoles ont favorisé l'enrichissement progressif des eaux du réseau hydrographique en éléments nutritifs, azote (principalement sous forme de nitrates) et phosphore. Ces deux éléments, indispensables à la production primaire, favorisent des développements algaux intenses dans le système hydrologique.

## 2-3-1 Principe et conséquences de l'eutrophisation

Le terme *eutrophisation* désigne un enrichissement excessif de l'eau en éléments nutritifs. Cette richesse autorise au sein de la couche euphotique<sup>1</sup>, une croissance des algues planctoniques d'autant plus intense que l'apport en fertilisants est important. Les effets sont amplifiés lorsqu'ils sont associés à une faible profondeur des eaux stockées, et des temps de séjour importants.

Le terme *eutrophisation* est employé abusivement pour *décrire* les explosions algales printanières ou estivales, alors qu'elles ne sont qu'une *conséquence* des fertilisations excessives, et donc du caractère *eutrophe* des eaux.

Le phosphore est désigné comme étant le facteur le plus important, car *limitant* les croissances algales. La valeur mesurée de ce paramètre peut donc rendre compte du *niveau trophique* des eaux. Le tableau suivant propose une classification en niveaux trophiques sur la base de valeurs moyennes annuelles.

Niveau trophique	Phosphore total (mg/l)	Chlorophylle a µg/l ou mg/m <sup>3</sup>	profondeur de Secchi (m) (limpidité)
Ultra-oligotrophe	< 0,004	< 1	> 12
Oligotrophe	< 0,010	< 2,5	> 6
Mésotrophe	0,010 - 0,035	2,5 - 8	6 - 3
Eutrophe	0,035 - 0,100	8 - 25	3 - 1,5
Hyper-eutrophe	> 0,100	> 25	< 0,5

Les apports en phosphore, et leur accumulation au sein du système, placent les ressources du SIEK dans la catégorie des eaux EUTROPHES à HYPER-EUTROPHES.

Les développements algaux intenses créent un déséquilibre du milieu aquatique, en modifiant les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau.

Les conséquences sont les suivantes :

### Dans la zone euphotique :

augmentation du pH par déplacement de l'équilibre calco-carbonique (photosynthèse, consommation du CO<sub>2</sub>) le jour, et diminution la nuit (respiration, rejet du CO<sub>2</sub>),

<sup>1</sup> masse d'eau superficielle éclairée.

augmentation de la concentration en oxygène le jour (rejet d'O<sub>2</sub>) et diminution la nuit (respiration, consommation d'O<sub>2</sub>) ;

augmentation de la couleur et de la teneur en matières organiques (proportionnalité avec les concentrations en biomasse algale) ;

diminution des concentrations en éléments fertilisants dissous (disponibles), résultante de leur consommation par le phytoplancton.

### **Dans la zone benthique<sup>2</sup>**

La sédimentation régulière des biomasses planctoniques mortes alimente le substrat en matières organiques (dont les matières fertilisantes). Les conséquences de l'activité biologique qui se développe à partir de cette source de nourriture sont :

une consommation de l'oxygène dissous, jusqu'à épuisement des stocks. Si la profondeur permet l'installation d'une thermocline<sup>3</sup>, la zone benthique est coupée des échanges avec la surface, et une réoxygénation naturelle est impossible.

en résultante du déficit en oxygène, le sédiment devient réducteur (redox inférieur à - 200 mV), et acide (pH inférieur à 6,5). Certains éléments chimiques liés initialement au substrat deviennent mobiles, et repassent dans l'eau. Ces éléments sont principalement le fer, le manganèse, l'ammonium, les ortho-phosphates.

En l'absence de thermocline (retenues de faibles profondeurs), l'azote et le phosphore de nouveau disponibles, alimentent la zone euphotique. Ainsi, l'enrichissement des étangs peut être accentué par des apports internes.

Lorsque le processus d'enrichissement s'est installé, que le milieu est devenu *eutrophe*, la situation devient quasi irréversible en raison de la création d'un stock interne au système, au sein du sédiment.

La réversibilité ne peut alors être acquise qu'avec une réduction des flux arrivant au système, ainsi qu'une réduction ou élimination des stocks internes.

### **2-3-2 Evolution de la qualité de l'eau des étangs de Kerescar à Kermorvan au cours du temps**

Il est important de pouvoir situer la période d'étude par rapport aux années précédentes, notamment de s'assurer du caractère normal ou exceptionnel de l'année 1997 sur le plan qualitatif.

---

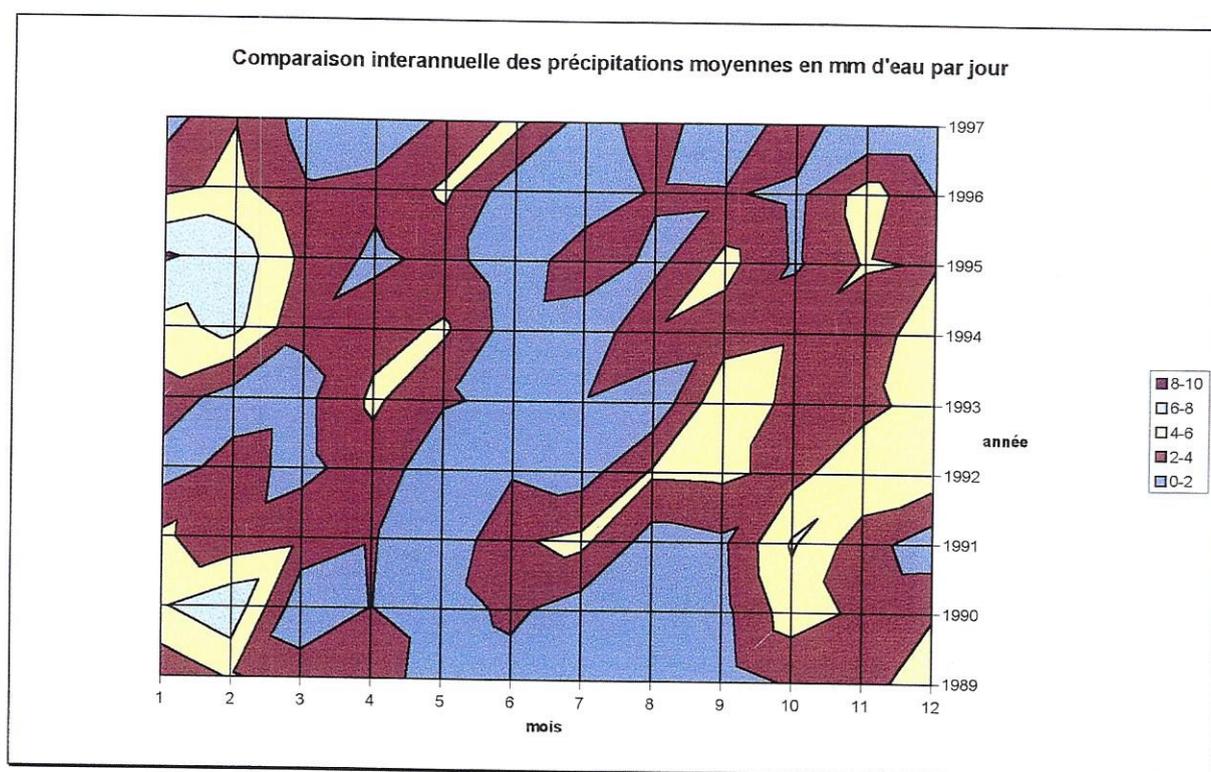
<sup>2</sup> fond des systèmes aquatiques ; vases, sédiments, zone d'interface avec l'eau sus-jacente.

<sup>3</sup> différence de température entre la zone euphotique (chaude) et la zone benthique (froide), qui isole physiquement les deux masses d'eau

L'évolution des principaux paramètres de qualité responsables ou décrivant les conséquences de l'eutrophisation sont présentés (Nitrates, phosphore, TAC, Matières organiques, pH, chlorophylle *a*, populations algales), ainsi que les principaux paramètres climatiques (précipitations, température, intensité du rayonnement) à partir de l'année 1989 qui fût une année particulièrement difficile, tant en quantité qu'en qualité d'eau. Les données sont inégalement disponibles pour ces paramètres, aussi ne seront exposées que les tendances générales.

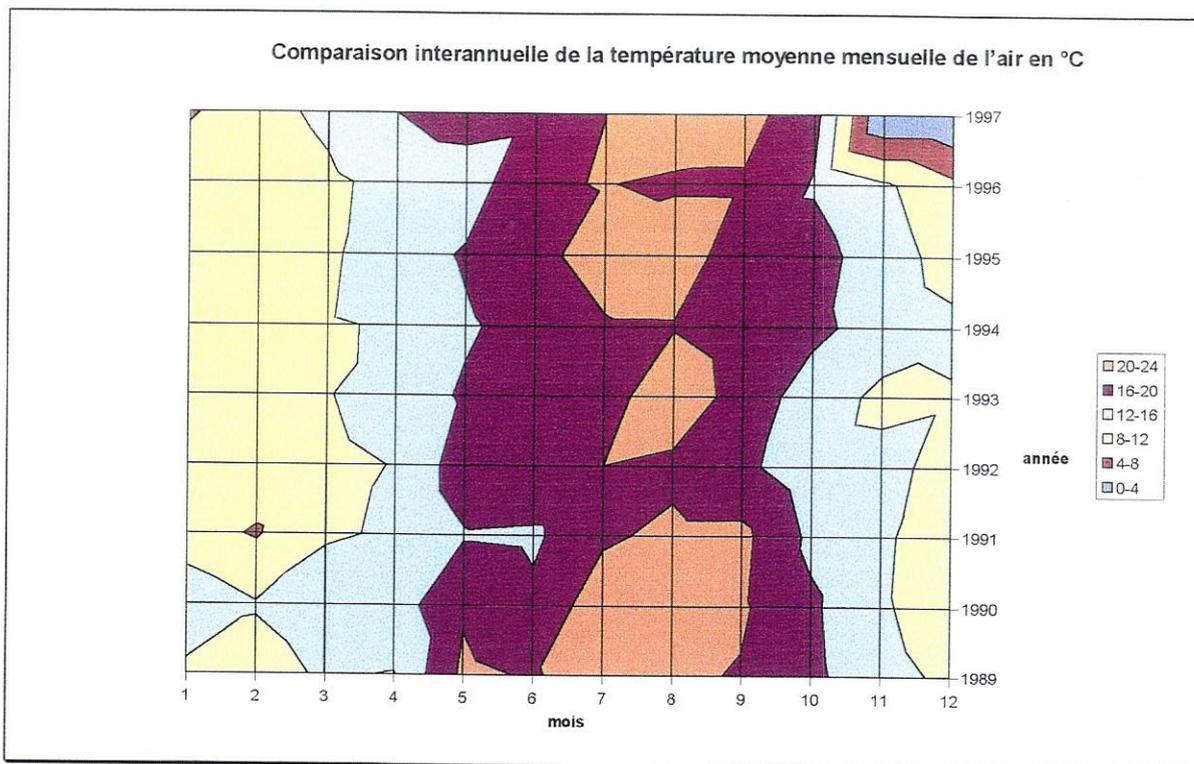
- **Précipitations**

La comparaison des précipitations mensuelles inter-annuelles met en évidence la sécheresse de l'année 1989. Comparativement, l'année 1997 a connu un déficit hydrique dans les mois d'hiver, qui a été comblé au printemps.



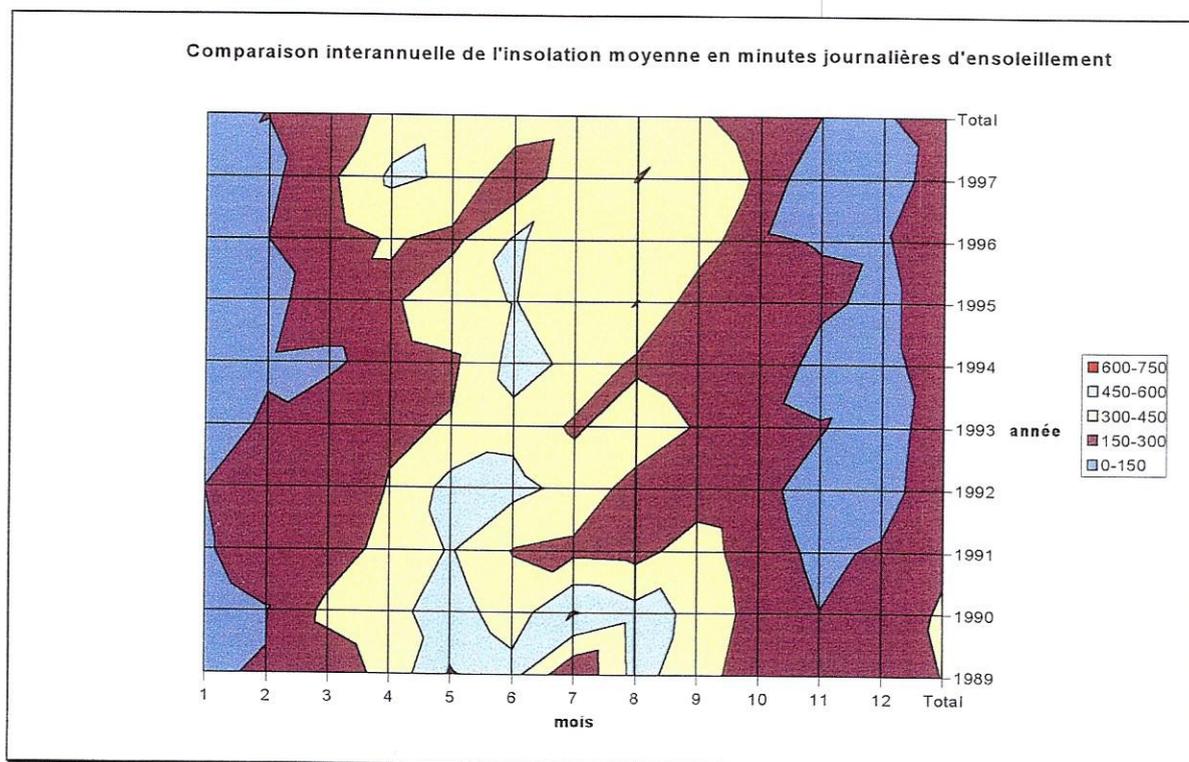
- **Températures de l'air**

Les températures hivernales de cette région sont douces. L'année 1989 s'est distinguée par des températures printanières particulièrement élevées, contrairement aux années suivantes, y compris 1997.



● **Intensité du rayonnement solaire**

C'est encore l'année 1989 qui se distingue par des intensités de rayonnement fortes, et de longue durée entre le printemps et l'été. En revanche, l'été 1997 a été peu ensoleillé.

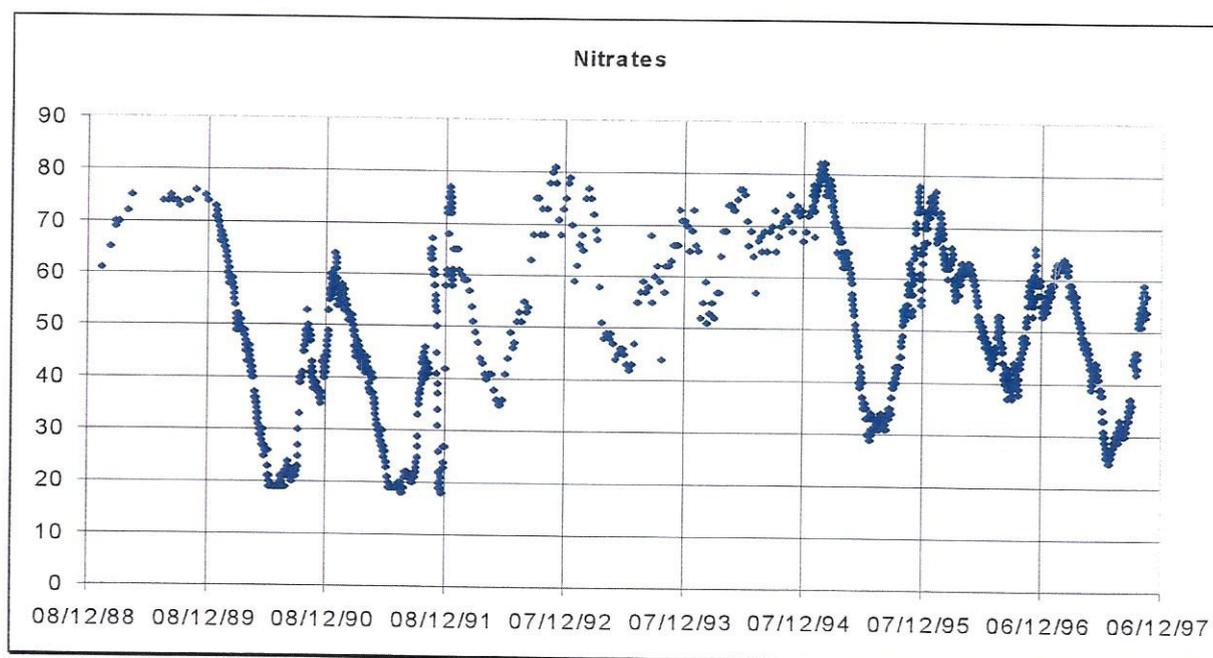


Ces 3 paramètres environnementaux conditionnent l'activité biologique, et notamment les croissances algales au sein des masses d'eau. Ils concourent notamment à expliquer les blooms algaux de l'année 1989, et les faibles croissances (par comparaison) observées les années suivantes. On constate que, pour ces paramètres, l'année 1997 est une année plutôt « ordinaire », par opposition au caractère exceptionnel de 1989.

- **Nitrates**

Les concentrations en nitrates dans la retenue de Kermorvan augmentent régulièrement au fil des ans. Au début des années 1980, la concentration *moyenne annuelle* était inférieure à 30 mg/l, et aucun dépassement de la limite de potabilité n'avait encore été enregistré.

*Evolution des nitrates dans la retenue de Kermorvan, de 1989 à 1997*



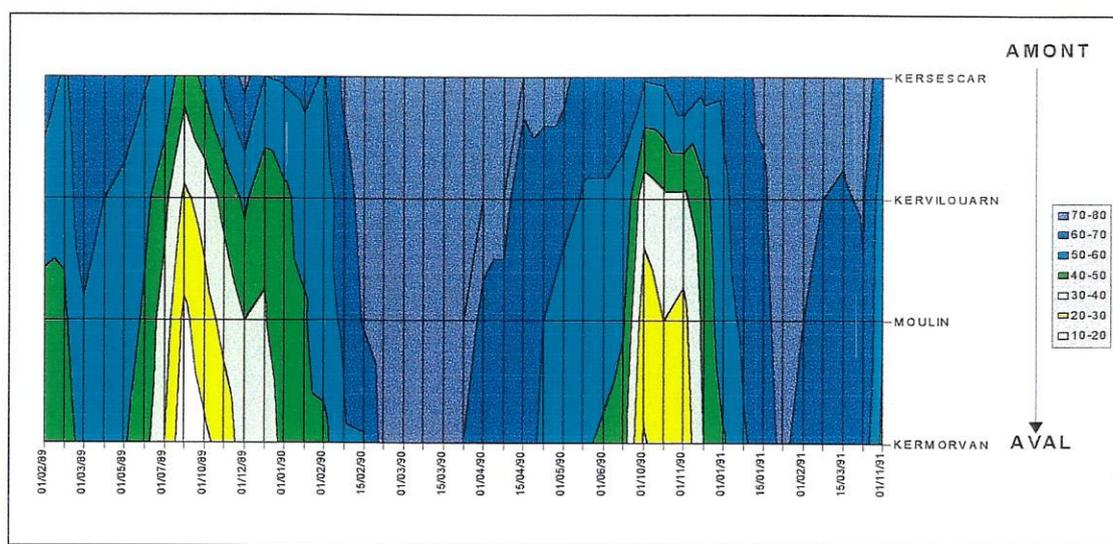
La figure précédente illustre la nette tendance à l'augmentation des concentrations ces dernières années. En effet, les maxima n'étaient que de 46 mg/l en 1980, ils sont passés à 80 mg/l 10 ans plus tard. La première conséquence est une augmentation du nombre de jours de dépassement de la valeur limite de potabilité, de 50 mg/l. En 1997, l'eau brute prélevée à Kermorvan a dépassé la valeur de 50 mg/l environ 200 jours par an.

La concentration en nitrates subit des variations saisonnières. Les maxima sont enregistrés en hiver (périodes de fortes pluies), alors qu'en période d'étiage, on observe les valeurs les plus basses. La diminution des concentrations en étiage est une résultante de la limitation des lessivages en ces périodes de déficit hydrique et de fixation des nutriments par les cultures ainsi

que de l'activité biologique (utilisation des nitrates par la végétation aquatique, phytoplancton, bactéries dénitrifiantes).

Dans ce système hydrologique, on constate une diminution des concentrations en nitrates, de l'amont vers l'aval. La carte ci-dessous résume ces observations. Entre l'amont du premier étang (Kerescar) et le prélèvement dans le dernier étang (Kermorvan), plus de 20 % des nitrates sont naturellement éliminés, hiver comme été.

*Profil longitudinal amont - aval des nitrates (période 1989 - 1991)*



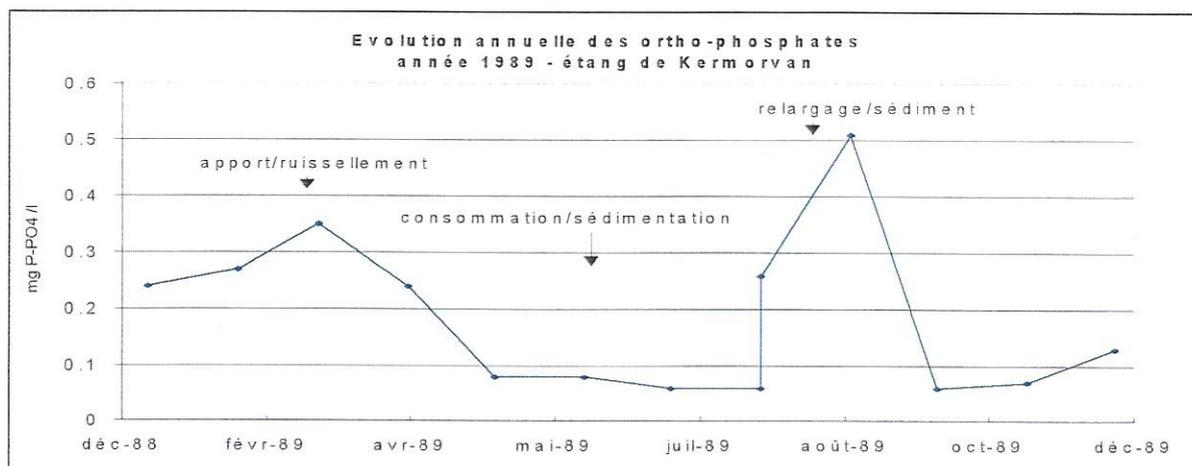
### • Phosphore

Le phosphore n'est pas un élément mobile, comme le sont les nitrates. Il est apporté dans le système hydrographique par ruissellement des surfaces agricoles du bassin versant sous forme majoritairement particulaire. On distingue le phosphore particulaire du phosphore dissous (ortho-phosphates). Le phosphore particulaire sédimente rapidement dans le système hydrologique. Le phosphore dissous est consommé par les végétaux aquatiques ; à apports constants en provenance du bassin versant, la concentration en phosphore est liée à l'intensité de l'activité biologique.

Le phosphore n'étant pas un élément responsable de non-conformité de potabilisation, il n'a pas fait l'objet d'un suivi analytique aussi dense que les nitrates ces dernières années. Les données disponibles sont dispersées, et ne reflètent pas forcément les concentrations maximales atteintes. Cependant, des grandes lignes peuvent être dégagées.

Les variations annuelles des concentrations en ortho-phosphates sont bien résumées dans la figure ci-après. Au cours de l'année 1989, on a pu observer 3 phases, représentatives respectivement des apports par ruissellement, de la consommation par les organismes vivants, des apports du stock interne (sédiment), ce dernier étant nuancé de l'effet de concentration en période d'été.

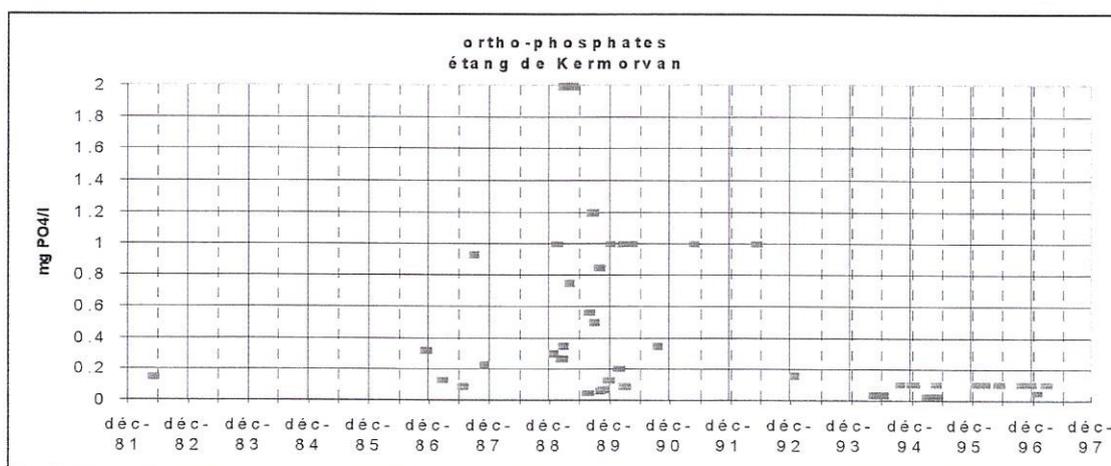
Exemple de cycle annuel des ortho-phosphates (année 1989 étang de Kermorvan)



Les concentrations qui ont pu être mesurées dans l'étang de Kermorvan placent largement la ressource dans la classe d'hyper-eutrophie, la majorité du temps.

Une tendance à la diminution des concentrations en ortho-phosphates entre 1989 et 1997 est très nettement perceptible sur le graphique ci-dessous.

Evolution pluriannuelle des ortho-phosphates. Etang de Kermorvan.

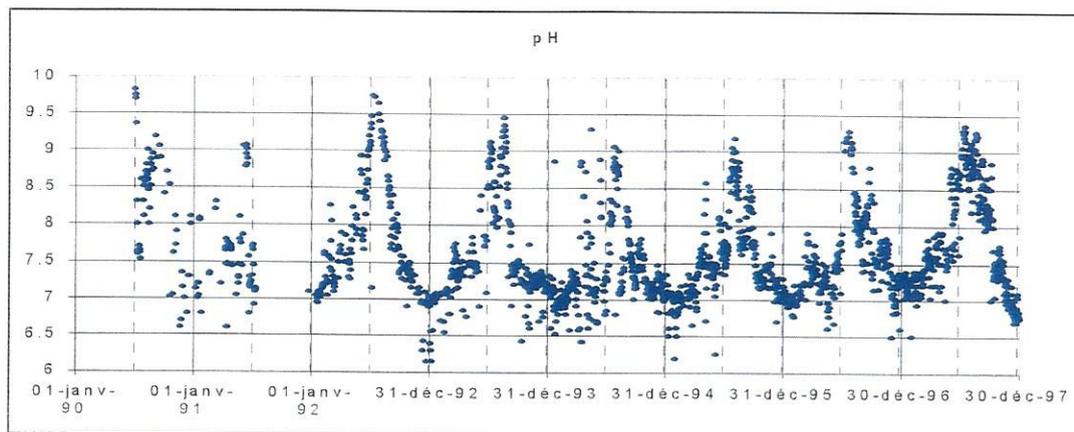


• pH

Les développements d'algues (consommation de CO<sub>2</sub>), associés à la faible minéralisation de l'eau, imposent des variations saisonnières du pH.

La figure suivante montre l'évolution temporelle du pH dans l'étang de Kermorvan au cours de la dernière décennie. On remarque que les années 1989 à 1992, marquées par les développements d'algues les plus importants depuis la création des ressources, a présenté les plus fortes amplitudes, et notamment les plus forts pH (>9.5) en fin d'été.

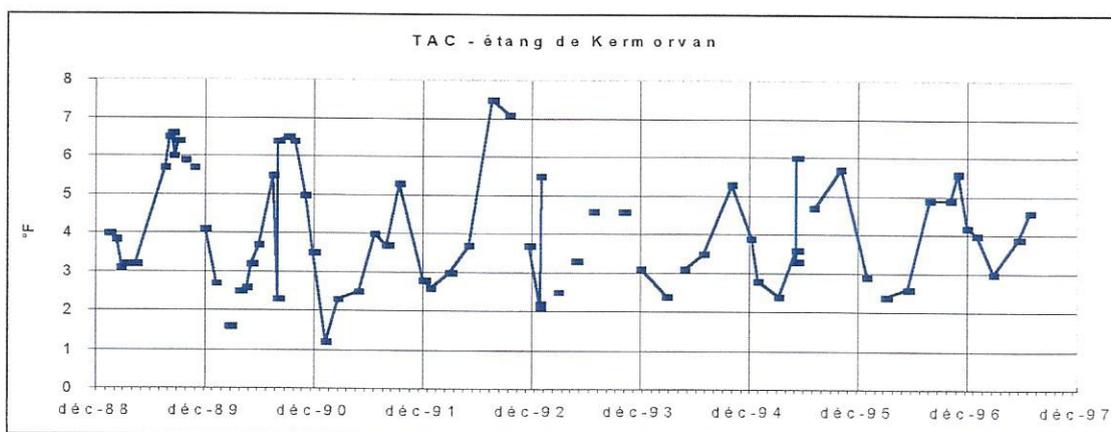
Variations saisonnières du pH. Etang de Kermorvan.



• Titre Alcalimétrique Complet (TAC)

Le TAC mesure l'ensemble des anions  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{OH}^-$  et représente l'alcalinité de l'eau. Il subit des variations saisonnières liées d'une part à un effet de concentration suite à la diminution des débits en période d'étiage et d'autre part à une formation d'ions carbonates lors de la dénitrification.

Evolution saisonnière du Titre Alcalimétrique Complet (TAC)

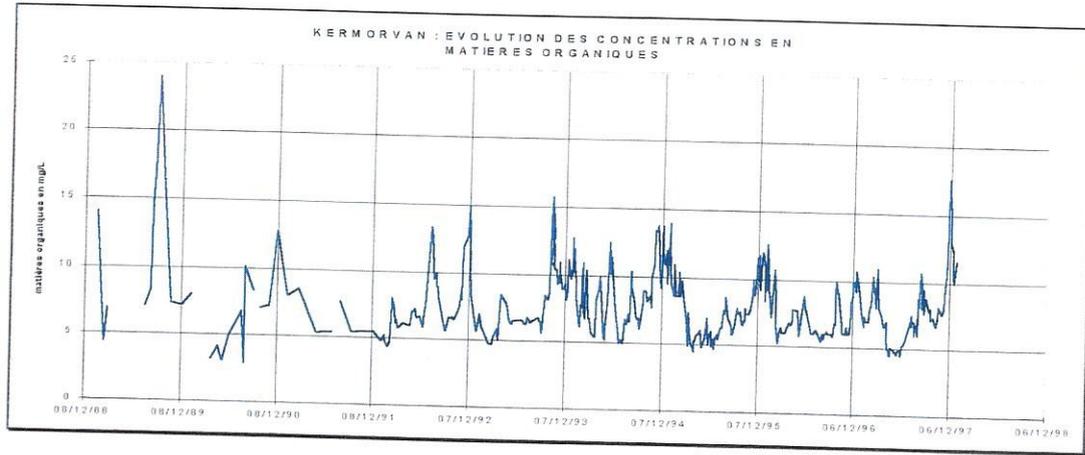


• Matière organique

Les étangs se caractérisent par des teneurs en matières organiques fortes. Les développements algaux, associés aux faibles débits d'étiage, amplifient les concentrations mesurées en fin d'été.

Les concentrations maximales en MO ont été enregistrées au cours de l'été 1989, avec un pic à 25 mg de MO/l. Les minima restent élevés toute l'année, à environ 5 mg MO/l.

Profil annuel de matières organiques, étang de Kermorvan



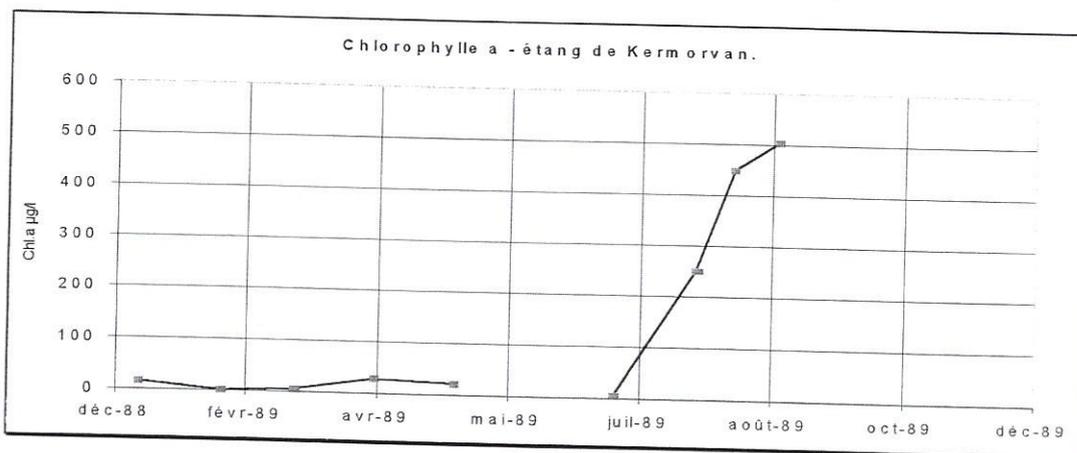
• Chlorophylle *a*

Bien que la mesure de chlorophylle *a* ne soit qu'une approche *globale* de la concentration en algues (toutes les espèces algales ne possèdent pas les mêmes concentrations en pigments chlorophylliens), elle rend compte de l'amplitude des développements algaux et permet de comparer les évolutions saisonnières, annuelles.

Les seules analyses disponibles ont été effectuées entre 1988 et 1990.

La figure suivante est représentative des explosions algales de l'année 1989. La période estivale a été le siège de très intenses développements d'algues avec des concentrations en chlorophylle « a » dépassant 500 µg/l à la prise d'eau de l'usine de Kermorvan. A l'inverse, il y a eu peu d'algues au printemps.

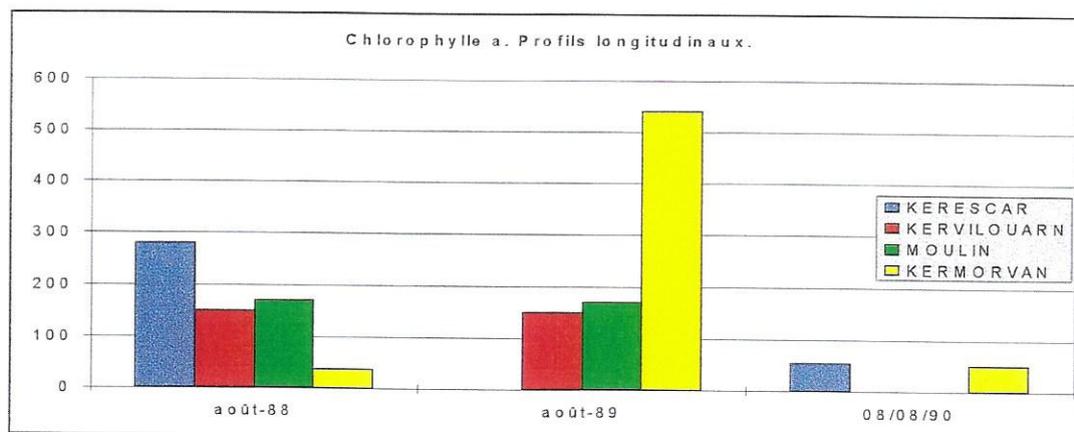
Evolution de la chlorophylle *a*, étang de Kermorvan (1989)



Avant 1997, peu d'analyses de chlorophylle « a » ont été réalisées en amont de l'usine de production de Kermorvan.

L'évolution de l'amont vers l'aval est variable suivant les campagnes.

Evolution de la chlorophylle *a* dans les 4 étangs



- Populations phytoplanctoniques

De même que les concentrations en chlorophylle *a*, les populations algales ont été étudiées essentiellement entre les années 1988 et 1991, et particulièrement sur l'étang de Kermorvan.

Les espèces majoritaires du printemps sont traditionnellement des diatomées (*Asterionella*, *Diatoma*, *Navicula*, *centronella*). En été et automne, se développent alternativement des chlorophycées (*Scenedesmus*, *Volvox*, *Staurastrum*, *Coelastrum*) et des cyanophycées (*Microcystis flos-aquae* ou *aeruginosa*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Merismopedia*).

L'espèce d'algues à l'origine du bloom le plus intense, en 1989, est *Microcystis aeruginosa*

Finalement, l'étang de Kermorvan ne présente que rarement les mêmes espèces *au même moment* que les étangs situés en amont.

## 2-4. Conséquences sur la qualité de l'eau distribuée

- Algues

Les blooms printaniers de diatomées ne posent en général pas de problème de traitement. En revanche, les algues qui se développent en été en automne, et particulièrement les cyanophycées qui ont une nette tendance à la flottation, sont très gênantes. En effet, les filtres se colmatent rapidement, et il n'est pas rare en pleine saison de pomper 2 m<sup>3</sup> pour n'en distribuer qu'un seul. La perte en eau brute qui en résulte est préjudiciable, pour une ressource limitée par ailleurs. C'est à l'occasion d'un étiage sévère, accompagné de blooms importants (1989) que l'installation du pompage des eaux du ruisseau de Pont-l'Hôpital trouve sa justification, ainsi que les forages complémentaires.

Les algues sont également connues pour donner à l'eau des goûts et des odeurs.

- **pH**

L'instabilité du pH rend difficile la maîtrise de l'étape de floculation. Les réactifs doivent être utilisés dans des plages de pH précises, au delà desquelles une surconsommation est nécessaire, pour un résultat peu optimisé, avec risque de fuite dans l'eau distribuée.

- **Matière organique**

La matière organique réagit avec le chlore pour former des composés indésirables (Tri-Halo-Méthanés : THM), ce qui interdit l'utilisation du chlore en pré-oxydation.

En outre, la matière organique introduite dans l'eau distribuée est une source de nourriture qui peut, en association avec d'autres facteurs favorables (absence de résiduel désinfectant, hautes températures, etc.) entraîner des croissances bactériennes dans les réseaux.

- **Ammonium**

Les ions  $\text{NH}_4^+$  relargués du sédiment réagissent avec le chlore pour former des chloramines, éléments indésirables.

- **Fer - Manganèse**

Egalement relargués par les sédiments, la présence de ces éléments indésirables impose la mise en œuvre de traitements complémentaires dans l'usine pour les éliminer.

- **Nitrates**

La limite de potabilité des eaux destinées à la consommation humaine est de 50 mg N- $\text{NO}_3$ /l. Elle est actuellement dépassée **dans la ressource** près de 200 jours par an. Les filières de traitement classiques ne permettent pas l'élimination des nitrates. Il a été nécessaire d'installer un traitement spécifique provisoire.

- **Pesticides**

Les concentrations excessives en pesticides ne sont pas suffisamment réduites dans une filière de traitement classique. Leur élimination passe obligatoirement par l'installation d'un traitement spécifique.

## 2-5 Evolution de la filière de traitement de l'usine de TREBABU

A sa création, l'usine de traitement des eaux présentait une filière classique. En raison de l'évolution de la qualité de l'eau de la ressource, le maître d'ouvrage a été amené à modifier progressivement certaines étapes du traitement.

Ces modifications sont résumées dans le tableau suivant.

FILIERE DE BASE	CAUSE DES MODIFICATIONS	FILIERE ACTUELLE
Pré-chloration	Réaction du chlore avec la matière organique et $\text{NH}_4^+$ , formation de THM, chloramines, goûts	Pré-ozonation (pré-chloration uniquement en secours)
	Présence de fer et manganèse	pré-ozonation
Floculation au sulfate d'alumine en noisette	Mauvais ajustement des doses de floculant, pH élevé hors des plage de floculation optimale, faible minéralité de l'eau	Acidification par HCl lorsque le pH est trop élevé Utilisation de sulfate d'alumine liquide
Décantation	Difficultés en présence d'algues « flottantes »	Décantation (flottation testée avec succès en 1990)
Filtration sur sable	Présence de pesticides	filtration sur charbon actif
	Présence de nitrates > 50 mg/l	Installation provisoire d'une dénitratisation sur résine Dilution avec les eaux des forages en complément
Ozonation		Ozonation
	Eau agressive et corrosive	neutralisation
		Post désinfection au dioxyde de chlore

La filière actuelle n'est pas encore optimisée pour faire face aux algues. La décantation pourrait être efficacement remplacée par une unité de flottation.

Il n'existe pas de filière de traitement des boues.

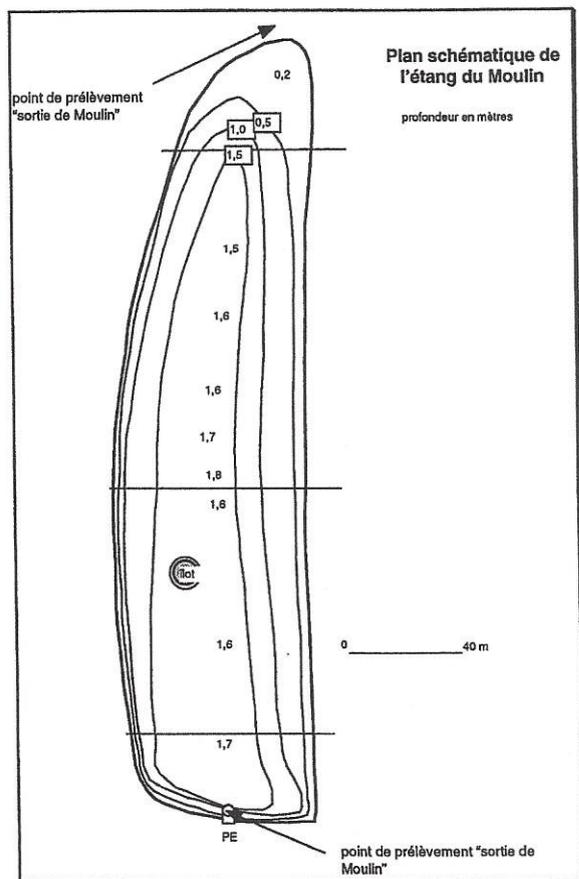
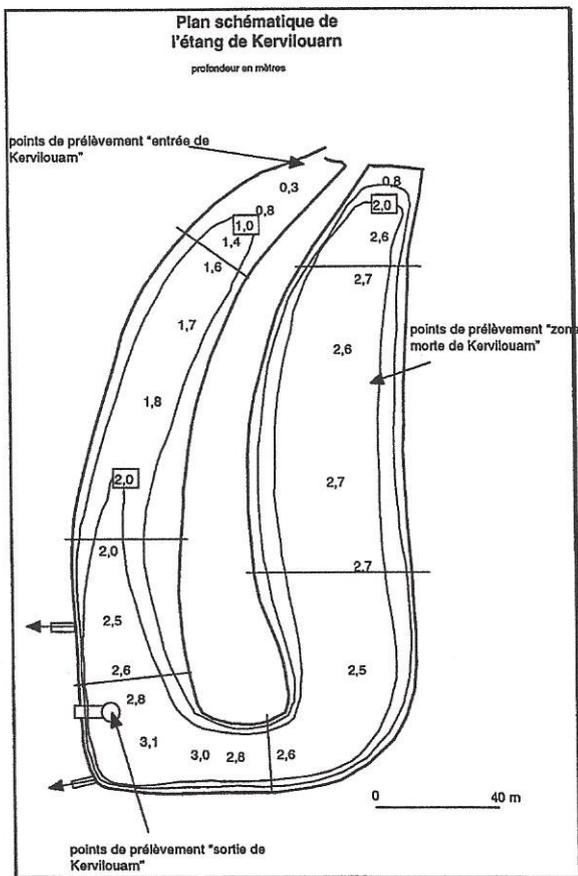
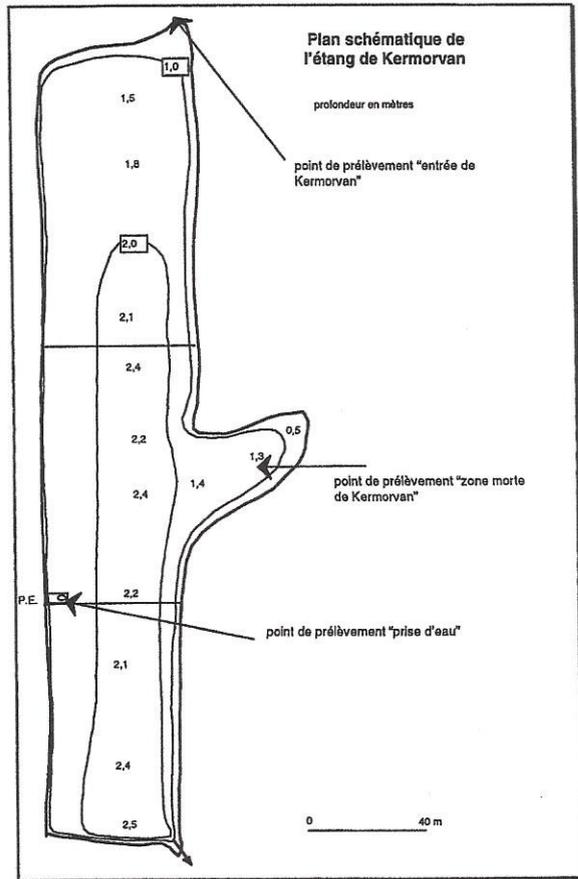
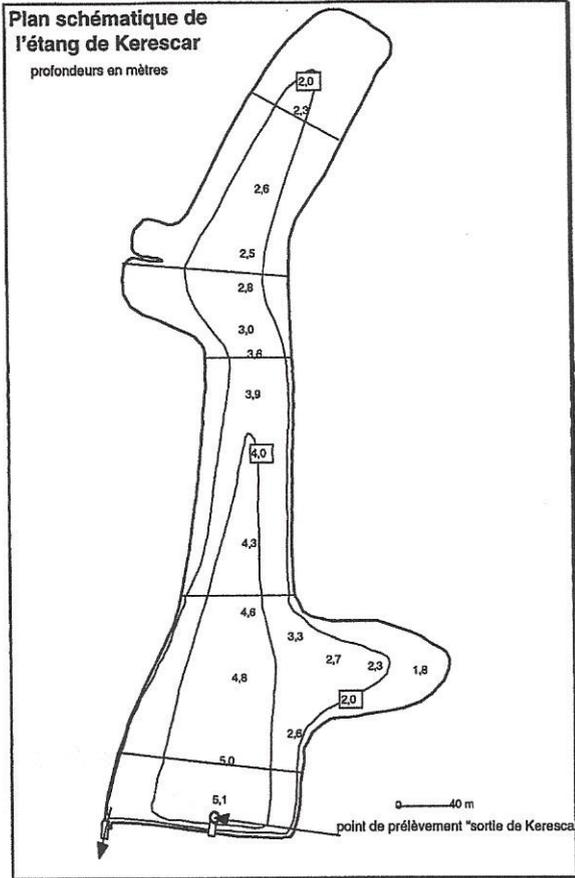
## 2-6 Synthèse

- Depuis 1989, les concentrations en nitrates ont tendance à augmenter. La concentration maximale admissible de 50 mg/l est actuellement dépassée 200 j/an dans la retenue de Kermorvan devient chaque année plus important.
- Les dégradations successives de la qualité de l'eau vis-à-vis des paramètres matière organique et nitrates ont nécessité plusieurs mises à niveau de la filière de traitement de l'usine de production d'eau de Kermorvan.
- A l'inverse, les concentrations en orthophosphates ont largement diminué depuis 1989-1990, entraînant de ce fait une moindre intensité des développements phytoplanctoniques.

Les floraisons algales explosives de *Microcystis aeruginosa* observées en 1989 et 1990 ne se sont pas reproduites depuis ces années.

Les teneurs en matière organique ont également diminué.

En dépit de ces améliorations sensibles, les concentrations en ce paramètre classent toujours la retenue dans la catégorie des plans d'eau eutrophisés. Les teneurs en chlorophylle « a » et en matière organique restent à un niveau élevé. Des événements tels que ceux de 89-90 sont susceptibles de se reproduire et nécessitent une réflexion sur les solutions de restauration à long terme.



## 3- Diagnostic

Le diagnostic vise à comprendre globalement les processus régulant la qualité de l'eau dans le système hydrologique et leur impact sur la dynamique algale.

### 3.1) Méthodologie de l'étude

Le diagnostic est effectué sur la base :

- De l'étude de l'hydraulique du système, par mesure des débits, des volumes des étangs (relevés bathymétriques). La connaissance des temps de séjour de l'eau et des éventuelles zones mortes dans les différentes unités du système hydrologique suffisent à caractériser l'hydraulique.
- De l'étude de la dynamique algale, par identification des espèces présentes, et mesure des concentrations en chlorophylle a.
- De l'étude des processus chimiques, par mesure des principaux indicateurs chimiques de qualité d'eau. Ces mesures caractérisent notamment le degré d'eutrophisation des différents étangs.
- De l'étude de l'influence des sédiments des retenues sur la qualité de l'eau. La rentabilisation du phosphore à partir des sédiments (charge interne) participe largement aux croissances algales.
- De l'étude du fonctionnement des zones humides situées entre les retenues.

De l'étude des paramètres climatiques, par recueil des données Météo France (précipitations, température, ensoleillement, vitesse du vent).

#### 3.1.1) Etude de la qualité de l'eau et de la dynamique algale

La qualité de l'eau et la dynamique algale ont été caractérisées à partir de 12 campagnes de mesure, menées entre avril et octobre 1997, à une fréquence bimensuelle le plus souvent. Chaque campagne compte 9 points de mesure depuis la passerelle de prise d'eau de l'étang de Kerescar (point d'entrée du système lors du suivi analytique, sites 1 et 1 bis pour des prélèvements d'eau en surface et en fond de retenue respectivement) jusqu'à l'étang de Kermorvan, avec un point de prélèvement en amont immédiat et à la sortie (passerelle de prise d'eau) de chaque retenue (étang de Kervilouarn : site 2 et 4, de Moulin : site 5 et 6, et de Kermorvan : site 7 et 9).

Deux sites supplémentaires ont été retenus.

Il s'agit des zones mortes des étangs de Kermorvan (site 8) et de Kervilouarn (site 3). Une campagne analytique initiale avait montré que la qualité de l'eau pouvait différer nettement entre ces zones d'eau stagnante et la partie principale des étangs.

Les points de prélèvements sont figurés sur les schémas ci-contre.

Les paramètres analysés sur chaque prélèvement d'eau sont les suivants :

- les paramètres globaux de qualité d'eau : Oxygène dissous, pH, Conductivité, Température
- le paramètre de mesure de la quantité d'algues : Chlorophylle a
- les paramètres qui mesurent l'équilibre calco-carbonique de l'eau : TAC, Calcium
- les composés azotés : Nitrates, Nitrites, Ammonium, Azote Kjeldhdal
- la matière organique : Carbone Organique Total (COT)
- les nutriments : Phosphates, Phosphore total, Silice, Nitrates
- la minéralisation : Sulfates, Chlorures, Calcium, Conductivité
- les éléments indésirables : Fer, Manganèse

Les prélèvements pour analyses physico-chimiques ont été réalisés en surface complétés par des prélèvements en fond d'étang de Kerescar à partir du jour où la vanne de fond de cette retenue a été ouverte. L'étude de ces paramètres permet notamment de caractériser le degré d'eutrophisation des différents étangs.

La stratification thermique et chimique (gradient de température et de qualité d'eau entre la surface et le fond d'un étang) des plans d'eau a été appréciée par des mesures in-situ de température, pH, oxygène dissous réalisées à différentes profondeurs au niveau des passerelles de prise d'eau situées en sortie de chaque étang.

Les analyses physico-chimiques ont été confiées au laboratoire de la Compagnie de l'Eau et de l'Ozone de Brest.

La dynamique algale a été suivie par la concentration en chlorophylle « a » associée à des identifications jusqu'au genre du phytoplancton.

Les prélèvements ont été réalisés sur toute la hauteur de la lame d'eau à l'aide d'un filet à plancton.

Les analyses d'algues ont été réalisées par l'Université de Rennes.

### **3.1.2) Sondage des étangs**

Afin de déterminer la bathymétrie et le volume précis de chacun des étangs composant le système hydrologique, des sondages ont été réalisés à l'aide d'un sondeur électronique.

Remarque : le positionnement précis des points de sondage en x-y n'a pas été réalisé. Les volumes des étangs calculés sur la base des résultats de la campagne de sondage ne sont pas rigoureusement précis mais la fiabilité des résultats est suffisante dans le cadre de cette étude.

Les plans obtenus à l'issue des sondages figurent en annexe 2.

### **3.1.3) Etude des sédiments des étangs**

La mission d'expertise sur l'impact des sédiments sur la qualité de l'eau a été confiée au bureau d'études Océade de Brest. La méthodologie précise retenue ainsi que l'intégralité du rapport d'étude figure en annexe 8.

### **3.1.4) Etude des zones humides**

La méthodologie retenue pour l'étude de l'impact sur la qualité de l'eau des zones humides situées en fond de vallée entre les différents étangs se décline de la manière suivante :

- mesure de la superficie et des dénivelés des zones humides grâce à un levé topographique confié au cabinet de géomètre-expert Kibler de Brest.
- analyse de la nature et de la perméabilité des sols dans les zones humides ainsi que mise en place de piézomètres par le bureau d'étude AREA.
- analyse de qualité d'eau dans les piézomètres
- expertise des capacités épuratoires des zones humides sur la base des données acquises précédemment et d'essais complémentaires par M. Mérot de l'Institut National de la Recherche Agronomique - laboratoire de sciences du sol à Rennes.

L'ensemble des résultats obtenus au cours de l'étude par les différents intervenants figure en annexe.

## **3.2) Fonctionnement général du système hydrologique**

### **3.2.1) hydrologie du système**

Les caractéristiques des étangs, mesurées lors de l'étude, sont décrites ci-dessous. Pour mémoire, leurs caractéristiques initiales sont rappelées entre parenthèses :

- Kerescar :
  - volume : 130 000 m<sup>3</sup> (140 000 m<sup>3</sup>)
  - hauteur max. : 5.1 m (5.35m)
- Kervilouarn :
  - volume : 20 500 m<sup>3</sup> (32 000 m<sup>3</sup>)
  - hauteur max. : 2.8 m
- Moulin :
  - volume : 16 000 m<sup>3</sup> (22 000 m<sup>3</sup>)
  - hauteur max. : 1.7 m
- Kermorvan :
  - volume : 22 600 m<sup>3</sup> (23 000 m<sup>3</sup>)
  - hauteur max. : 2.4 m

Le volume effectif de stockage est donc de 189 000 m<sup>3</sup>.

L'étang de Kervilouarn n'a jamais été curé depuis sa création alors que les étangs de Moulin, de Kermorvan et de Kerescar (à 2 reprises mais partiellement pour ce dernier) ont été dragués respectivement en 1985, 1979, 1989 et 1997.

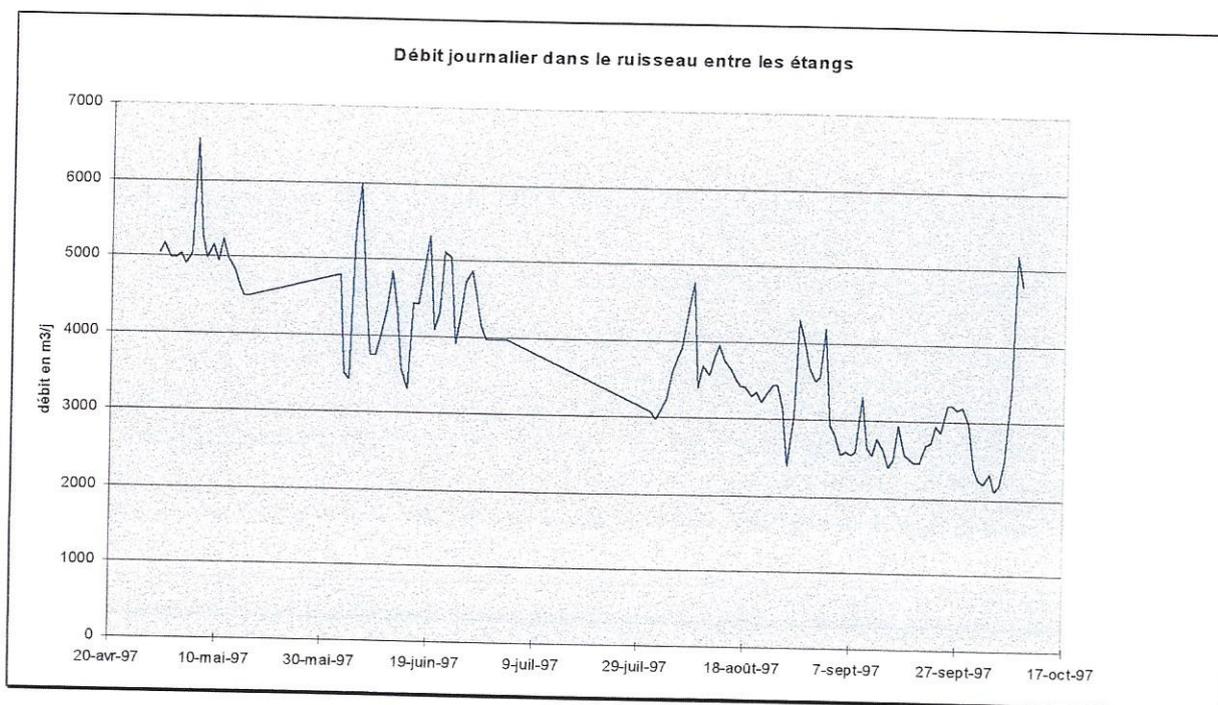
Les parties amont des étangs, à proximité des points d'arrivée de l'eau, sont envasées à hauteur de 1 mètre en moyenne sur plus de 100 mètres.

Toutes les retenues sont équipées dans leur partie aval de deux ou trois dispositifs d'évacuation de l'eau en surface, par surverse, et d'une vanne de fond.

Le plus souvent, l'eau transite par les déversoirs de surface, excepté en sortie de l'étang de Kerescar lorsque le niveau dans celui-ci est inférieur au niveau des déversoirs.

L'usine de potabilisation d'eau de Kermorvan pompe l'eau à mi-hauteur.

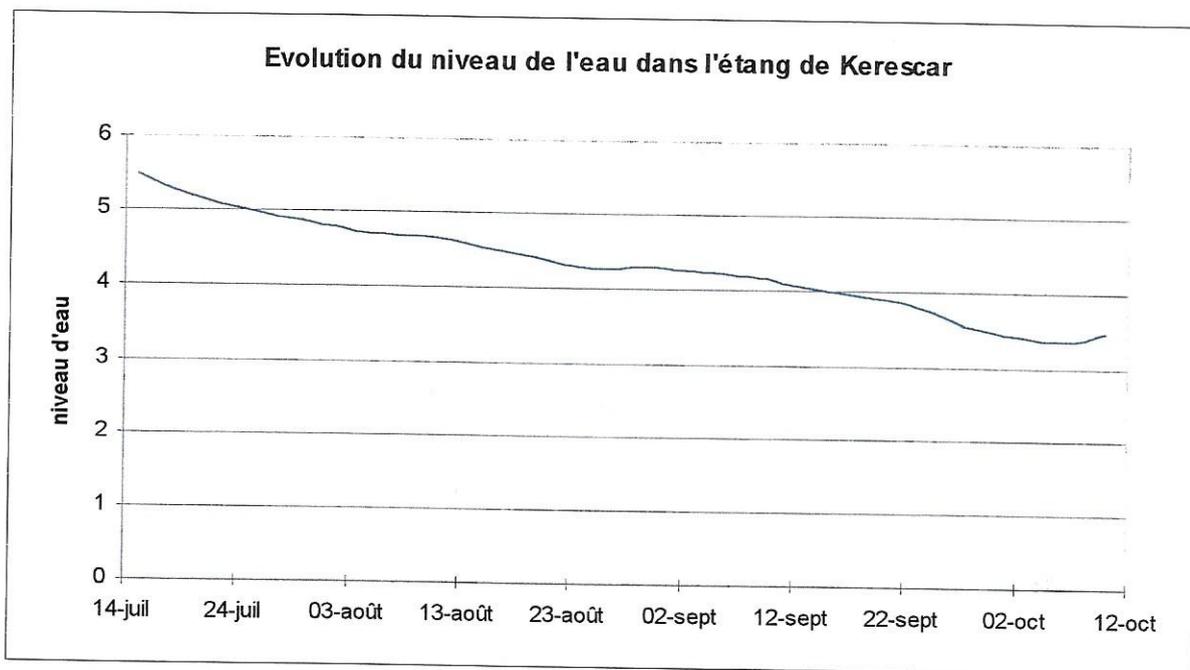
La courbe ci-dessous retrace l'évolution des débits mesurés dans le ruisseau de Kermorvan entre les étangs de Moulin et de Kermorvan sur la période d'avril à octobre.



Le débit a varié entre 2 000 m<sup>3</sup>/j et 6 000 m<sup>3</sup>/j pendant cette période. Il s'agit la plupart du temps d'un débit forcé, supérieur au débit naturel, afin d'alimenter en eau l'usine de Kermorvan. Dans le même temps, le débit produit par l'usine a varié entre 2 400 m<sup>3</sup>/j et 3350 m<sup>3</sup>/j.

Les problèmes liés au déficit de la ressource ont été traités dans un rapport précédent (CEO, 1989).

En période d'étiage, le réservoir de Kerescar déstocke l'eau afin de garantir l'alimentation en eau de l'usine. La courbe ci-contre retrace l'évolution des niveaux de l'eau au niveau de la passerelle de la retenue de Kerescar entre les mois de juillet et novembre.



Les temps de séjour de l'eau dans les étangs en situation de débit normal (5000 m<sup>3</sup>/j) et en situation d'étiage sévère (2500 m<sup>3</sup>/j) sont les suivants:

- Kerescar : de 10 en fin d'été à 30 jours en automne.  
Le temps de séjour de l'eau dans l'étang de Kerescar varie en fonction du débit des ruisseaux, mais aussi du volume d'eau stockée.
- Kervilouarn : 4 jours en situation normale et 8 jours en situation d'étiage,
- Moulin : 3 jours en situation normale et 6.5 jours en situation d'étiage,
- Kermorvan : 4.5 jours en situation normale et 9 jours en situation d'étiage.

Le débit du ruisseau entre les étangs est régulé et forcé. Il a varié dans un ordre de grandeur de 1 à 2, ce qui est faible pour un cours d'eau de petite dimension. Les épisodes pluvieux en période d'étiage ne se traduisent pas par un gonflement rapide du cours d'eau.

Les conditions d'écoulement et d'hydrodynamisme dans les étangs ne varient que lentement et faiblement.

En conclusion, les temps de séjour de l'eau dans les étangs augmentent en période d'étiage. Excepté dans l'étang de Kerescar, cette période se caractérise par une très grande stabilité des conditions hydrauliques avec des niveaux d'eau, des débits et des temps de séjour constants de juin à septembre-octobre.

Dans le même temps, le volume d'eau stocké dans la retenue de Kerescar diminue en raison du pompage de l'usine de production d'eau de Kermorvan. Le battement du niveau d'eau dans la retenue amont a dépassé 2.5 mètres en 1997.

Caractérisation des principaux paramètres de qualité de l'eau pendant l'étude

	OXYGENE	PH	CONDUCTIVITE	TEMPERATURE	CHLOROPHYLLE
Nombre de données	104	108	108	102	108
Minimum	1.900	6.910	410.000	11.500	0.0
Maximum	11.600	9.590	715.000	22.600	482.000
Moyenne	8.339	7.799	445.759	17.843	22.420
Ecart type	1.661	0.580	28.333	2.663	47.841

	TAC	CALCIUM	NITRATES	NITRITES	AMMONIUM
Nombre de données	108	108	108	108	108
Minimum	2.150	16.000	22.500	0.030	0.0
Maximum	7.200	26.000	78.500	0.880	0.250
Moyenne	4.098	18.729	52.042	0.158	0.056
Ecart type	1.185	2.001	13.393	0.107	0.047

	AZOTE	KJELDHAL	COT	PHOSPHATES	PHOSPHORE	TOTAL	PHOSPHORE	TOTAL	NON	FILTRE
Nombre de données	106	106	108	108	48					
Minimum	0.200	2.800	0.0	0.0	0.030					
Maximum	4.700	16.200	0.310	0.630	0.450					
Moyenne	1.167	5.132	0.049	0.118	0.100					
Ecart type	0.539	1.718	0.072	0.132	0.074					

	SULFATES	CHLORURES	SILICE	FER	MANGANESE
Nombre de données	108	108	106	108	106
Minimum	19.000	56.000	1.000	10.000	3.000
Maximum	26.000	109.000	4.800	1620.000	169.000
Moyenne	22.689	62.477	2.704	144.935	30.670
Ecart type	1.369	5.297	0.897	173.342	27.920

### 3.2.2) Qualité de l'eau

- **Méthodologie du traitement statistique des résultats d'analyse**

Durant l'étude, 120 échantillons d'eau ont été prélevés en différents points du système hydrologique. Sur chacun d'entre eux ont été analysés 19 paramètres.

Près de 2300 résultats d'analyses sont disponibles.

L'ensemble des résultats figure en annexe 3.

Le tableau ci-contre résume les principales caractéristiques de chacun des paramètres.

Les résultats des analyses ont été étudiés à l'appui d'un outil statistique afin d'appréhender l'évolution spatiale et temporelle des différents paramètres de qualité d'eau et de comprendre le fonctionnement du système dans sa globalité.

L'analyse en composantes principales réalisée permet de décrire au mieux chaque prélèvement dans toutes ses dimensions (19 en tout, une par paramètres analysés), de visualiser les relations entre les paramètres et synthétiser les variations spatiales et temporelles des concentrations pour tous les paramètres. Les résultats sont une carte des échantillons, en 2 ou 3 dimensions et une carte des paramètres en fonction de leurs corrélations (2 paramètres corrélés varient simultanément d'un point à un autre et d'une campagne à une autre).

Les résultats d'analyses pour les 19 paramètres de 2 échantillons proches sur la carte des échantillons sont similaires.

Ces cartes sont élaborées à partir de tous les résultats d'analyses quelque soit , le paramètre mesurés, la date ou le lieu de prélèvement.

Un tableau comprenant 120 individus ou échantillons (un individu par site de prélèvement et par campagne de prélèvement soit un individu par échantillon d'eau prélevée) pour 19 variables a été construit en vue de l'analyse statistique.

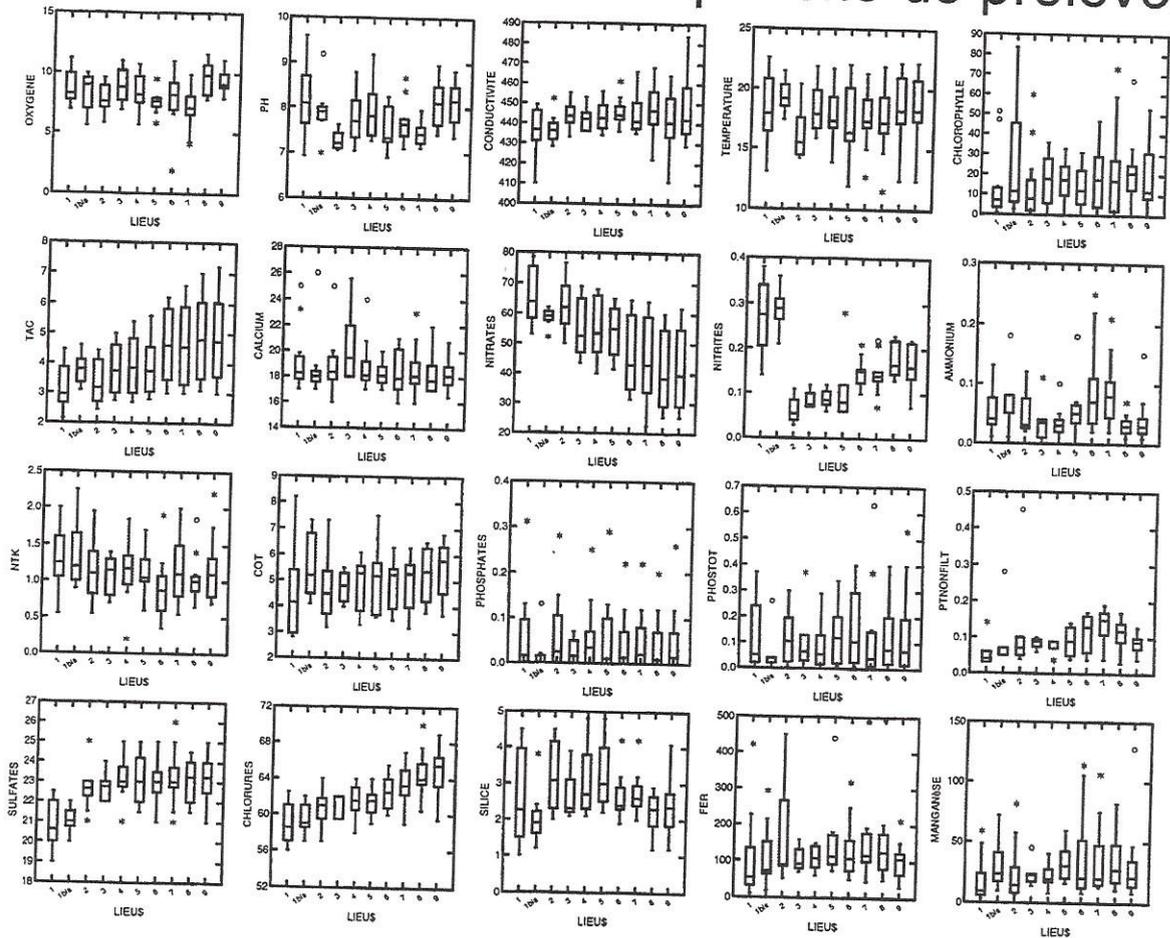
9 résultats d'analyses manifestement trop élevés et risquant de biaiser l'analyse statistique ont été éliminés. Ils seront étudiés par la suite.

- **Résultats du traitement statistique**

Seuls les 3 premiers facteurs (représentation en 3 dimensions) sont retenus.

52 % de la variabilité totale sont expliqués par l'analyse en composantes principales ; seule la moitié de la variabilité des résultats est correctement représentée par les cartes qui figurent en annexe 4. Cette valeur n'est pas très élevée. Le risque d'en déduire des relations inexactes entre les variables et surtout entre les échantillons n'est pas négligeable. Par conséquent, chacune des hypothèses et conclusions retenues lors de l'analyse en composantes principales des résultats sera réexaminée à la lumière de l'évolution réelle des résultats d'analyses.

# Graphes en boîte à moustache par site de prélèvement



Pour chacun des sites de prélèvements et pour chacun des paramètres sont figurés la médiane (barre verticale à l'intérieur de la boîte), les percentiles 25% et 50% (boîte) et les valeurs extrêmes d'analyses toutes campagnes confondues

Pour cela des graphiques représentant l'évolution moyenne et l'amplitude de chaque paramètre pour chacun des lieux et chacune des campagnes seront utilisés. Ces graphiques en boîte à moustache figurent en page ci-contre et page suivante.

- Analyse de la carte des paramètres

La carte des paramètres figurent en annexe 4.

◇ Au premier facteur (factor (1)) qui explique la majeure partie de la variabilité des résultats d'analyses sont corrélés le titre alcalimétrique français TAC, la température, les concentrations en carbone organique total, en chlorophylle « a », en phosphates et phosphore total et à un degré moindre les concentrations en fer, manganèse, ortho-phosphates, phosphore total filtré et silice

Ainsi lorsque la température augmente, il en va de même des concentrations en carbone organique total, en chlorophylle « a », en COT et du TAC et moins nettement des concentrations en fer et manganèse. Les corrélations ne sont pas très fortes.

Dans le même temps, les concentrations en nitrates et phosphore total diminuent. Il en va de même, mais moins systématiquement, des concentrations en silice et en ortho-phosphates. Ces derniers paramètres sont tous des nutriments des algues.

◇ Au deuxième facteur (factor (2)) sont corrélés la silice, les concentrations en oxygène dissous et le pH.

Globalement lorsque le pH et les teneurs en oxygène dissous augmentent, les concentrations en silice diminuent.

◇ Au troisième facteur (factor (3)) sont corrélées les concentrations en calcium, en sulfates et en chlorures.

Globalement, les concentrations en calcium et celles en sulfates et chlorures varient en sens inverse.

- Analyse de la carte des échantillons

La carte des échantillons avec rappel du numéro de la campagne et du numéro du point de prélèvement figure en annexe 4.

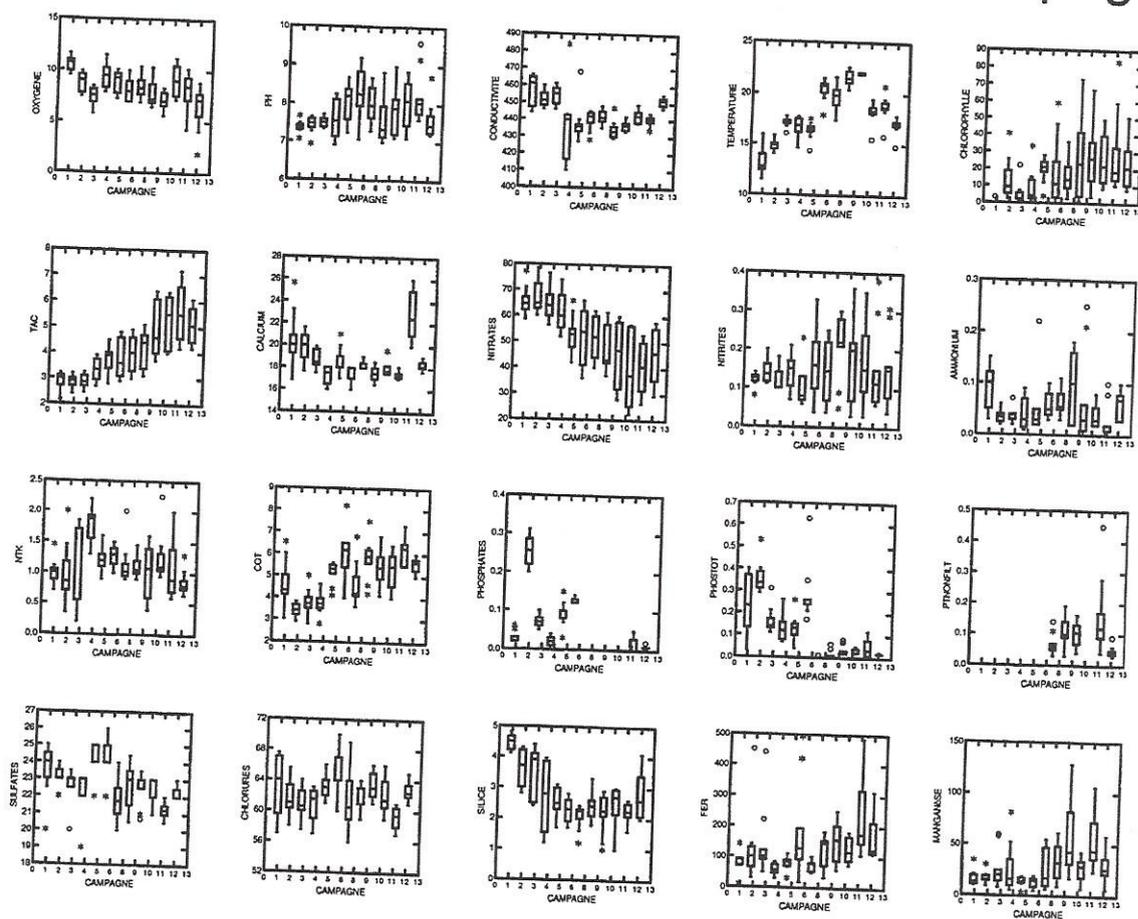
◇ Sur l'axe 1 (factor (1)), les points représentant les premières campagnes et les sites de prélèvement amont ont des valeurs plutôt négatives. A l'inverse, les points représentant les dernières campagnes et les sites de prélèvement en aval ont des valeurs plutôt positives.

Les points représentant respectivement les premières campagnes avec les sites de prélèvements en aval et les dernières campagnes avec les sites de prélèvement en amont ont des positions intermédiaires et des valeurs proches de zéro.

Les points représentatifs des campagnes postérieurs au 8 septembre ont des valeurs plutôt inférieures à ceux de la dernière campagne du mois d'août. A partir de septembre, les paramètres évoluent en sens inverse.

Jusqu'au 8 septembre, la température de l'eau augmente, accompagnée d'une augmentation des concentrations en chlorophylle « a », en carbone organique total et en éléments

## Graphes en boites à moustache par campagne



Pour chacune des campagnes et pour chacun des paramètres sont figurés la médiane (barre verticale à l'intérieur de la boîte), les percentiles 25 et 50 % (boîte) et les valeurs extrêmes des résultats d'analyse tous lieux confondus

indésirables que sont le fer et le manganèse. A l'inverse, les teneurs en nutriments des algues diminuent.

D'amont en aval du système hydrologique, l'évolution est plus marquée pour les paramètres TAC, COT, fer et manganèse dans le sens d'une augmentation des concentrations et pour les paramètres nitrates et la silice dans le sens d'une diminution des concentrations.

- ◇ Sur l'axe 2 (factor (2)), aucune tendance nette ne ressort. Certaines campagnes et certains lieux sont caractérisés par des concentrations en oxygène dissous et des pH élevés. Il s'agit notamment des campagnes intermédiaires (5, 6, 7 et 10) et les sites de prélèvement de Kerescar et de Kermorvan (prise d'eau et zone morte). A l'inverse, les sites à l'entrée des étangs de Kervilouarn et de Moulin et les campagnes 1, 3, 9 et 12 sont caractérisés par des pH et des concentrations en oxygène faibles.
- ◇ Sur l'axe 3 (factor (3)), il apparaît que les sites en amont sont plutôt caractérisés par des teneurs élevées en calcium, notamment le site de prélèvement de Kerescar, alors que les sites aval sont plutôt caractérisés par des concentrations en sulfates et chlorures élevées, notamment les sites de prélèvement de Kermorvan. Des teneurs élevées en calcium sont relevées lors de certaines campagnes (11). A l'occasion des campagnes 5 et 6, les concentrations en sulfate et chlorures sont élevées.

- Composés de l'azote

Les composés de l'azote, à l'exception des nitrates, sont mal représentés par l'analyse en composantes principales. Un quatrième facteur serait probablement nécessaire pour expliquer leur variabilité.

Les concentrations en nitrates diminuent progressivement des campagnes 1 à 10 et de l'amont vers l'aval.

L'évolution des autres composés est beaucoup moins nette.

Les teneurs en nitrites sont relativement stables dans le temps, excepté lors des campagnes 8 et 9. Généralement élevées dans l'étang de Kerescar, elles diminuent très nettement dès l'entrée de l'étang de Kervilouarn avant de croître progressivement jusqu'à l'aval.

L'évolution des concentrations en ammonium est le plus souvent similaire.

L'évolution de l'azote Kjeldhal est difficile à caractériser.

- Stratification des étangs

Les profils en fonction de la profondeur de la température, du pH, des concentrations en oxygène dissous réalisés en aval des étangs au niveau des passerelles ne permettent pas de mettre en évidence des gradients thermiques et chimiques marqués.

La différence de température entre la surface et le fond n'excède jamais 0.7 °C. Elle est pratiquement nulle lors de la majorité des campagnes.

La stratification du pH et de l'oxygène dissous est à peine plus marquée. Les teneurs en oxygène dissous dans l'eau ne sont jamais inférieures à 6 mg/l.

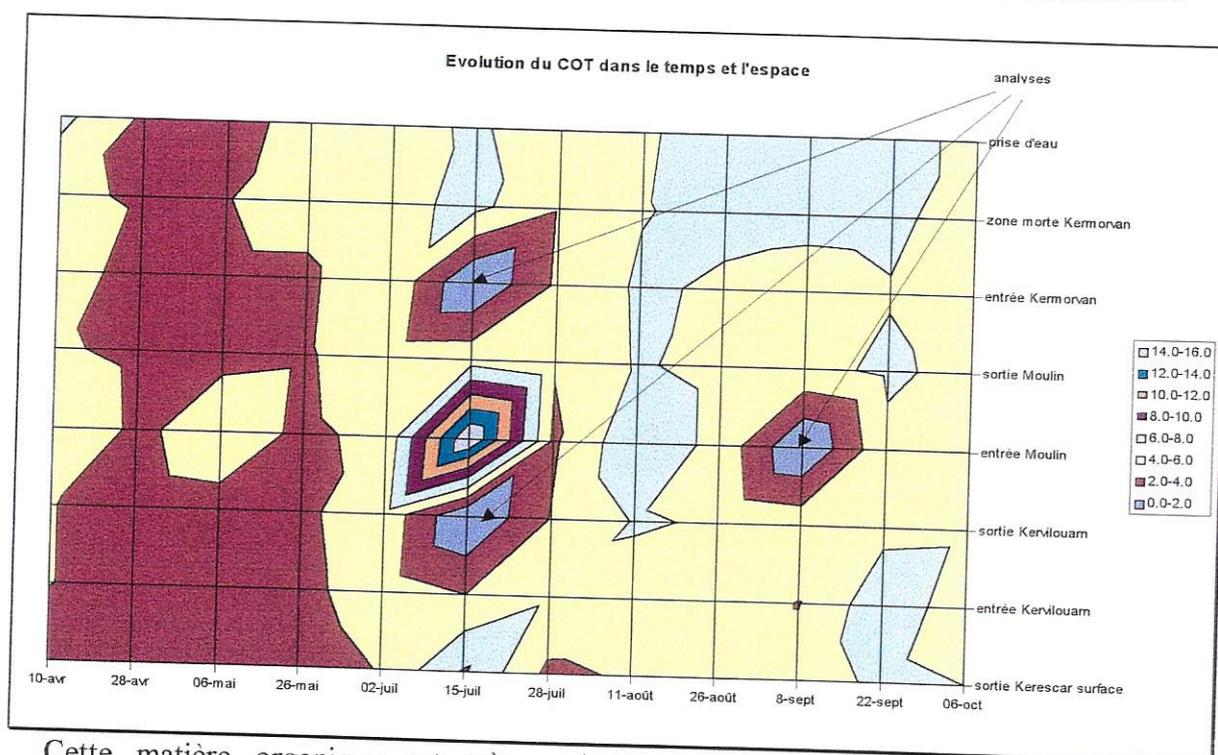
- **discussion**

La variabilité temporelle et spatiale des concentrations de la plupart des paramètres est élevée. Toutefois, des schémas généraux de qualité d'eau peuvent être mis en évidence.

- COT, chlorophylle a, nutriments, fer et manganèse

◇ Du 10 avril (date de la campagne n°1) au 8 septembre (date de la campagne n°9), le phénomène majeur est la maturation de l'eau d'amont en aval et au fur et à mesure des campagnes.

Sous l'effet de l'augmentation de la température et de l'allongement du temps de séjour de l'eau dans les étangs, la teneur en chlorophylle « a » de l'eau, traceur de la biomasse algale, augmente. Il en va de même pour la charge en matières organiques qui double. Les concentrations moyennes en COT dépassent 6 mg/l en fin d'étude dans les zones avalées.

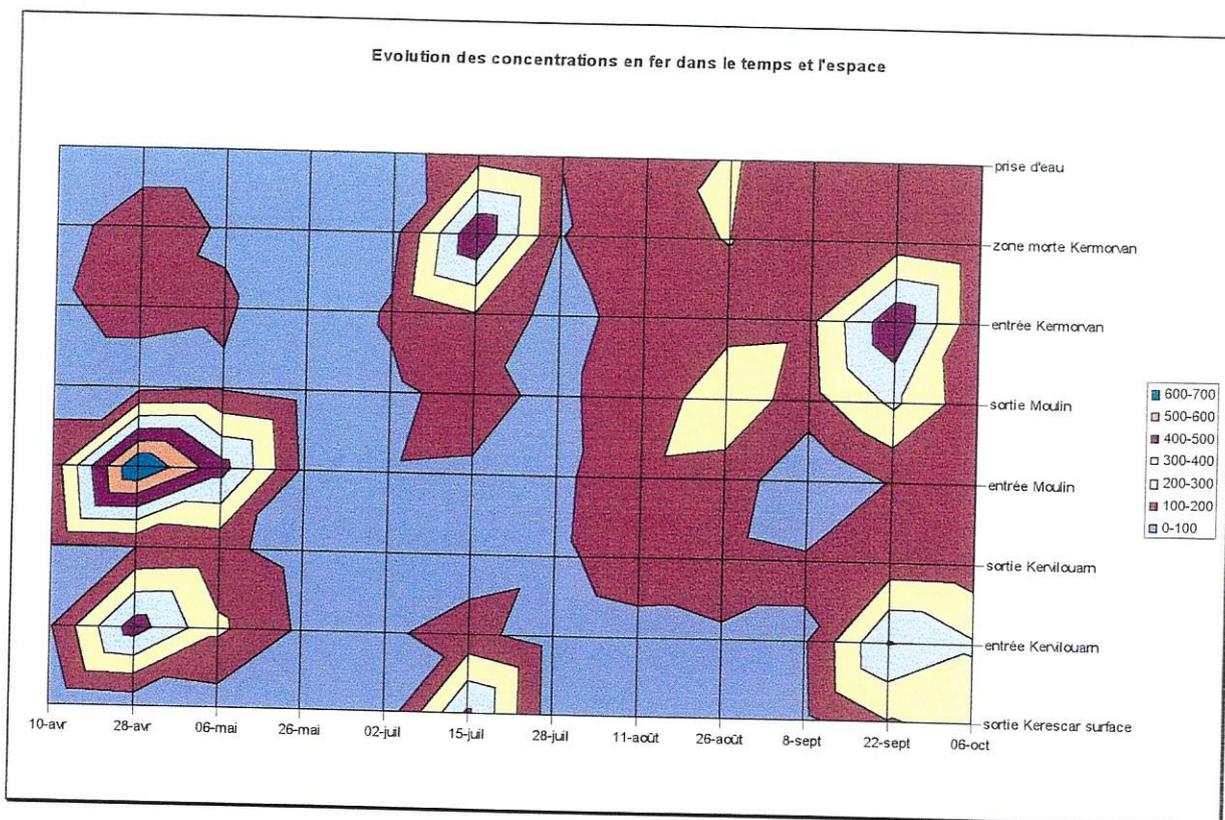


Cette matière organique est très probablement d'origine majoritairement endogène synthétisée par les algues par l'intermédiaire de la photosynthèse.

Contrairement à la chlorophylle « a » qui se dégrade assez rapidement, la matière organique ne disparaît que partiellement. Une part importante de la matière organique d'origine algale se transforme en substances humiques peu dégradantes et s'accumulent dans les sédiments ou dans l'eau d'amont en aval du système.

◇ Les concentrations en fer et en manganèse ont commencé à croître à partir du 2 juillet, en parallèle à l'augmentation des teneurs en COT et en chlorophylle « a ». En fin d'étude, dans les zones avalées, les concentrations en fer et en manganèse dépassent régulièrement des concentrations de 200 µg fer/l et 100 µg manganèse/l, à comparer aux valeurs quasiment nulles observées en début d'étude aux points de prélèvement situés à l'amont.

La minéralisation de la matière organique alloène consomme de l'oxygène et modifie ponctuellement les conditions oxydo-réductrices du milieu et notamment des sédiments. Ceux-ci deviennent anoxiques très localement, favorisant ainsi la libération dans l'eau du fer et du manganèse présents dans les sédiments des retenues voire dans les zones humides (limnologie générale, 1995).

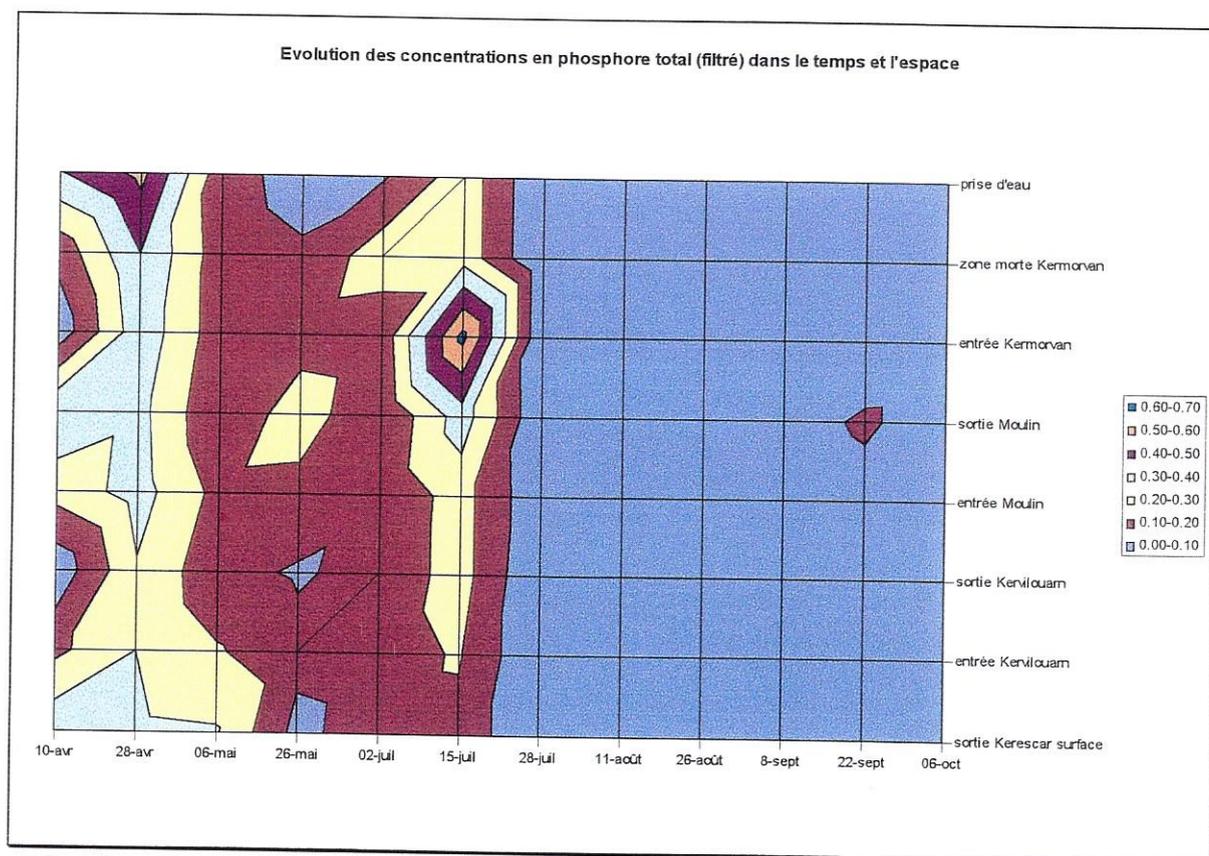
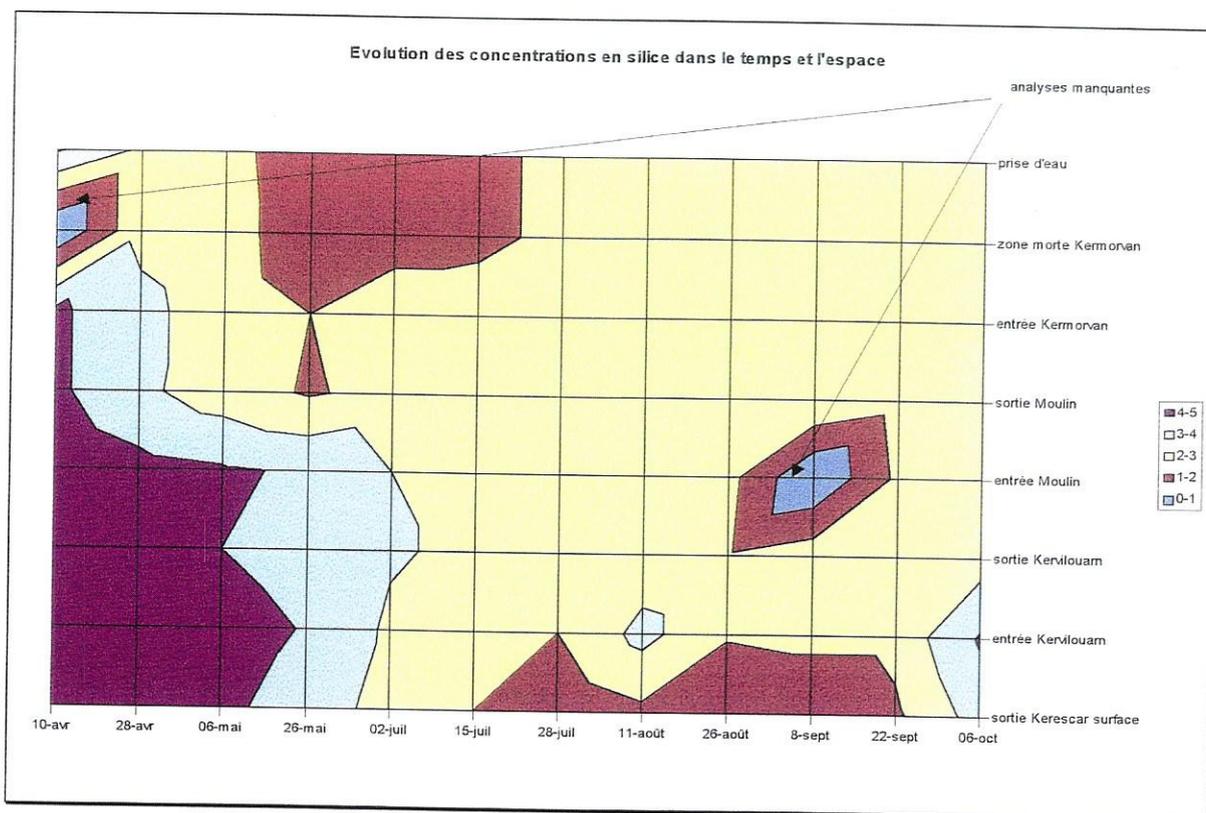


Les concentrations de ces éléments indésirables n'ont jamais été très élevées, très probablement en raison de la présence constante d'oxygène dissous dans la plus grosse partie (supérieure) de la colonne d'eau.

Elles n'ont jamais atteint des valeurs suffisamment élevées pour entraîner des problèmes au niveau de la production d'eau potable pour une usine du type de celle de Kermorvan.

- ◇ La contrepartie du développement algal est la diminution des teneurs en nutriments : phosphore total filtré, ortho-phosphates et silice, d'amont en aval du système hydrologique et au fur et à mesure des campagnes.

La consommation des nutriments a conduit à l'épuisement des composés du phosphore disponibles pour les algues dès la campagne du 26 mai pour les points en aval et à partir de la campagne suivante pour les points en amont.

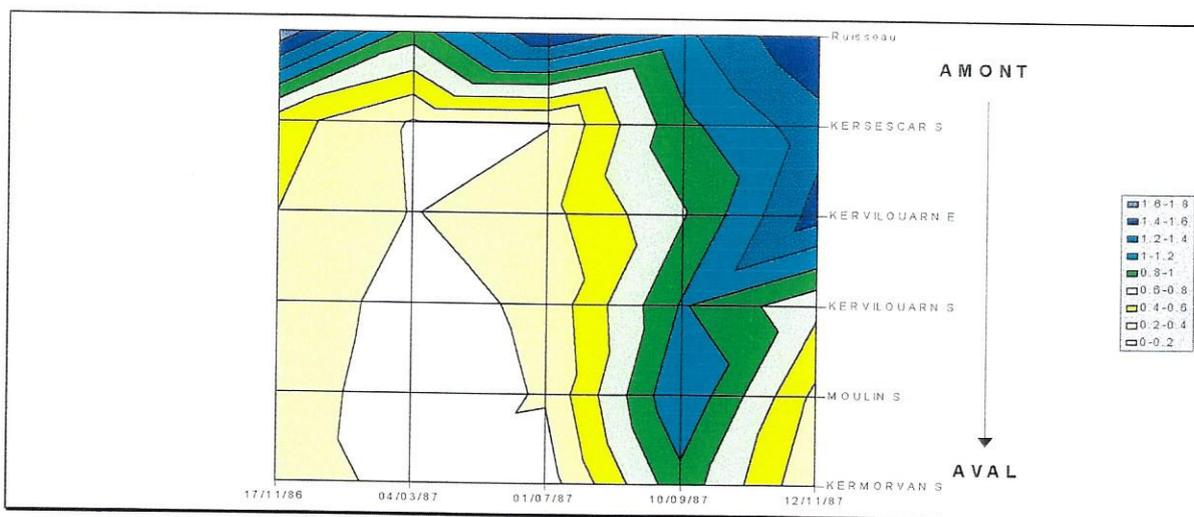


Le phosphore a donc été un élément limitant de la croissance des algues en 1997.

En 1987, un suivi ponctuel des concentrations en ortho-phosphates avait montré une évolution inverse avec une augmentation très forte des concentrations en été. L'évolution

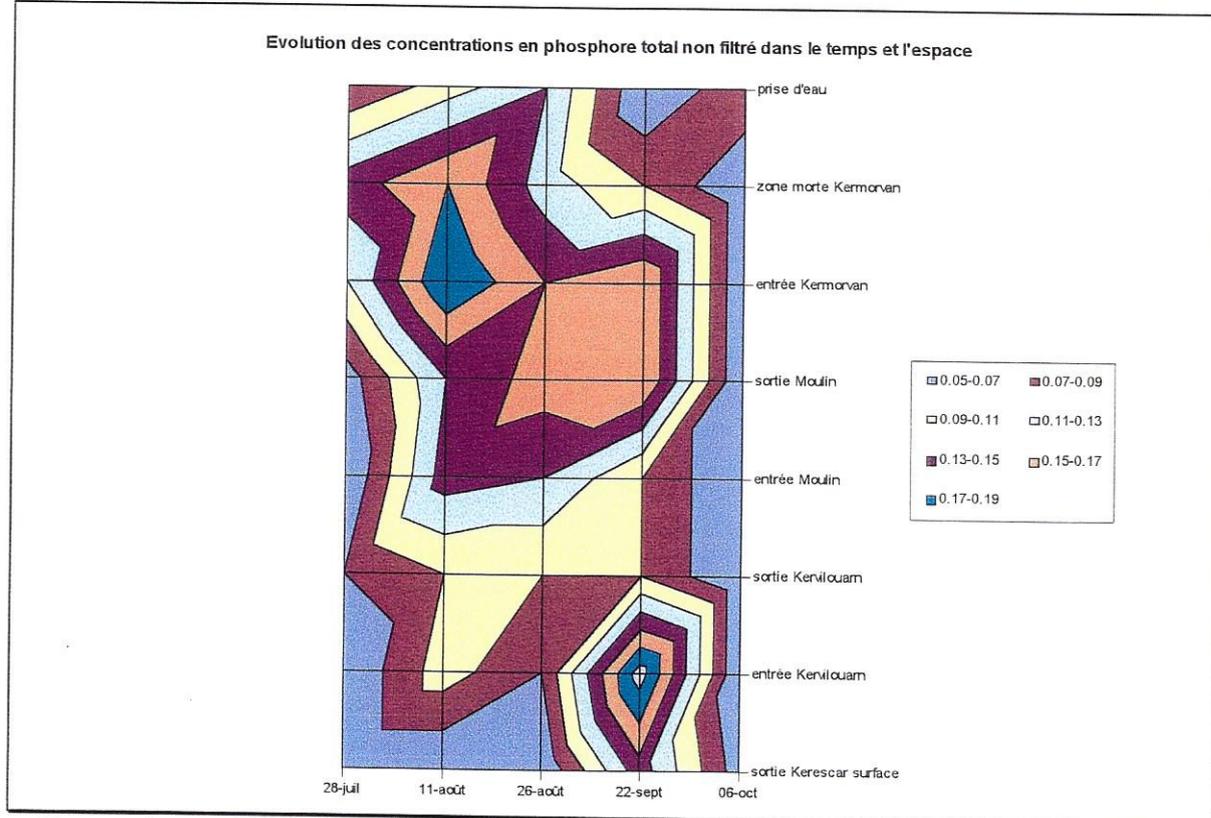
spatiale des concentrations, avec une diminution des concentrations en nutriments d'amont en aval, est similaire en 1987 et 1997.

Variation longitudinale, de l'amont vers l'aval, des ortho-phosphates en 1987 (E. : entrée étang ; S. : sortie étang)



Les concentrations en composés du phosphore assimilable par les algues diminuent d'amont en aval. Mais les concentrations en phosphore total non filtré tendent à augmenter dans le temps et surtout vers l'aval du système hydrologique.

Le phosphore est alors principalement sous forme particulaire, en grande partie assimilé par les algues.



Il y a donc apport de phosphore dans le système hydrologique et notamment dans les étangs. Lors de certaines campagnes, les concentrations en phosphore total non filtré doublent voire triplent entre l'amont et l'aval du système.

Au cœur de l'été, les apports de phosphore internes au système sont, quantitativement, aussi importants que les apports externes provenant du bassin versant. Des apports de phosphore par des sédiments des retenues dépourvues d'oxygène ont souvent été observés (limnologie générale, 1995).

L'étude réalisée par Océade confirme la présence de fortes teneurs en composés du phosphore dans les sédiments (cf. annexe 8).

Lors des analyses réalisées au cœur de l'hiver, les concentrations en phosphore dans les sédiments étaient élevées (en moyenne 1.9 mgP/l). Ce phosphore était sous une forme facilement mobilisable. Cette forte mobilité se traduisait par des concentrations importantes en cet élément dans l'eau interstitielle des sédiments à une époque de l'année où elles sont généralement faibles. Le différentiel important de concentrations entre les sédiments et l'eau surnageante dans les étangs entraîne une diffusion de l'élément phosphore vers l'eau dans certaines conditions.

Ce phosphore d'origine endogène favorise le développement des algues et par suite l'eutrophisation des étangs.

En 1997, les apports internes en phosphore ont été limités par la présence d'oxygène dissous dans l'eau des étangs.

Les teneurs élevées dans l'eau en phosphore en 1989 et 1990 et leur augmentation durant l'été 1997 peuvent s'expliquer éventuellement par des apports plus importants en provenance des sédiments suite à une désoxygénation marquée des couches profondes des étangs.

Les apports internes en phosphore pourraient donc être beaucoup plus élevés si les conditions d'oxygénation des retenues venaient à diminuer<sup>4</sup>.

- ◇ Les évolutions décrites ci-dessus sont progressives d'une campagne à l'autre et d'amont en aval même si quelques concentrations, le plus souvent inexplicables, détonnent dans le schéma général (Par exemple, la concentration en phosphore total non filtré mesurée le 22 septembre à l'entrée de l'étang de Kervilouarn - cf. graphe précédent).

L'évolution de la qualité de l'eau est plus marquée dans les étangs que dans les zones humides. Les paramètres qui évoluent lentement (nitrates, carbone organique total, chlorophylle a, titre alcalimétrique complet...) ne varient quasiment pas entre l'amont et l'aval des zones tampons.

Les conditions météorologiques contrastées pendant l'étude (sécheresse au printemps et en fin d'été, précipitations importantes en juin) n'entraînent pas de ruptures significatives dans l'évolution de la qualité de l'eau.

La forte stabilité des conditions hydrologiques en période d'étiage (voir paragraphe 3.3.1) et l'absence de stratification des étangs susceptible d'être cassée par des conditions météorologiques particulières, expliquent l'absence d'évolution brutale de la qualité de l'eau.

---

<sup>4</sup> Un calcul simple montre que la masse de phosphore mobilisable mesurée dans le premier centimètre des sédiments est suffisante pour induire une augmentation des concentrations en phosphore dans les étangs de 0.7 à 3.6 mg/l suivant la retenue.

◇ A partir du 8 septembre (campagne 10), la baisse des températures puis, ultérieurement le retour des précipitations, inversent l'évolution de la qualité de l'eau. La teneur en chlorophylle « a » diminue, les concentrations en nutriments augmentent...

- pH et oxygène dissous

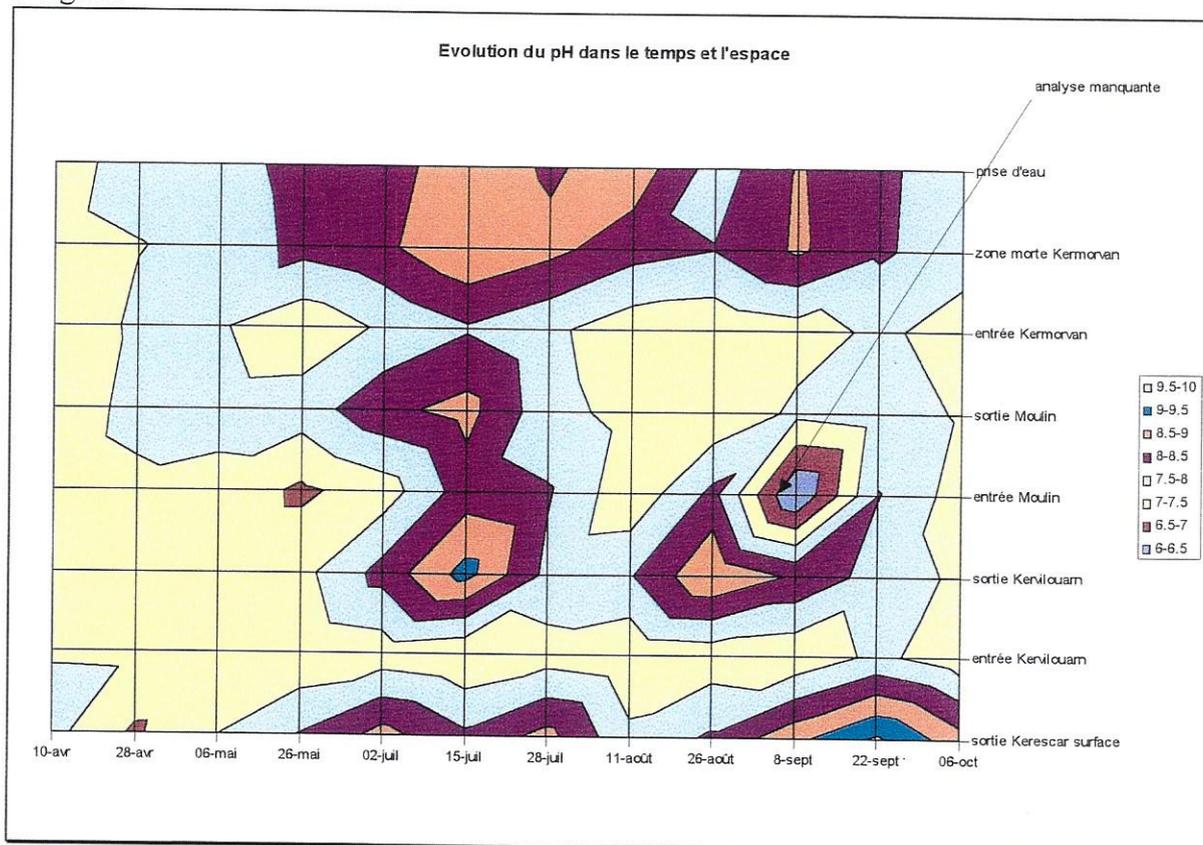
Le pH et l'oxygène dissous sont des traceurs de l'activité photosynthétique et de la dégradation de la matière organique.

En phase de développement des algues, la photosynthèse entraîne l'augmentation du pH (suite à la consommation du dioxyde de carbone CO<sub>2</sub>) et des concentrations en oxygène dissous. Inversement en phase de dégradation de la matière organique par les bactéries, le pH et les teneurs en oxygène diminuent.

Ainsi, l'activité algale a été maximale lors des campagnes 5, 6, 7 et 10 (juillet et début septembre). A l'inverse, les processus de dégradation de la matière organique ont prédominé lors des campagnes 9 et 12 (fin août et début octobre).

En dépit de la faible minéralisation de l'eau, le pH a rarement dépassé le seuil de 8.5. L'activité algale est donc restée le plus souvent modérée.

En période de dégradation de la matière organique, les valeurs du pH ne sont jamais descendues en dessous des valeurs habituellement observées en hiver en période d'équilibre. Il n'y a donc pas eu de minéralisation intense des cellules algales suite à une mortalité massive d'algues.



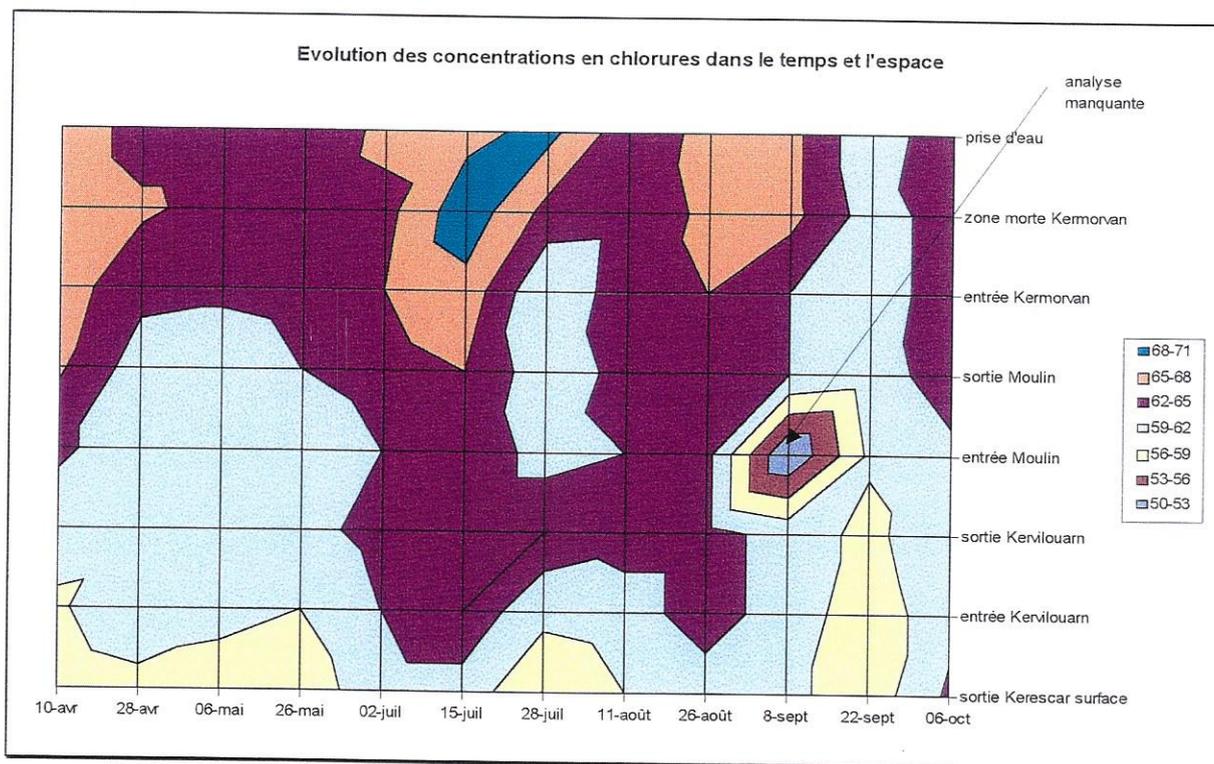
L'interprétation des variations spatiales du pH et de l'oxygène dissous est difficile, du fait du cycle de variation journalier naturel (augmentation sensible des valeurs en cours de journée). Les étangs de Kermorvan et de Kerescar ont été échantillonnés systématiquement en dernier lors des campagnes, ce qui peut expliquer les teneurs élevées des traceurs de la photosynthèse à ces sites.

- calcium, chlorures et sulfates

La proximité de l'océan induit un gradient de salinité d'ouest en est. Il explique l'augmentation des concentrations en chlorures d'amont en aval (Cf. rapport INRA en annexe 10).

L'évolution des concentrations en sulfates, qui augmentent nettement entre l'étang de Kerescar et de Kervilouarn puis restent stables en aval, est plus surprenante.

Elle peut éventuellement s'expliquer par des apports en eaux riches en sulfates mais aussi en silice, nitrites et ammonium entre les 2 étangs. En effet, les concentrations de ces différents paramètres augmentent de manière inexplicable entre les 2 sites.



- composés de l'azote

La diminution des concentrations en nitrates d'amont en aval peut s'expliquer soit par l'assimilation par les algues, soit par la dénitrification dans les étangs, enfin par la dilution par des apports d'eaux de la partie aval du bassin éventuellement moins chargées en nitrates.

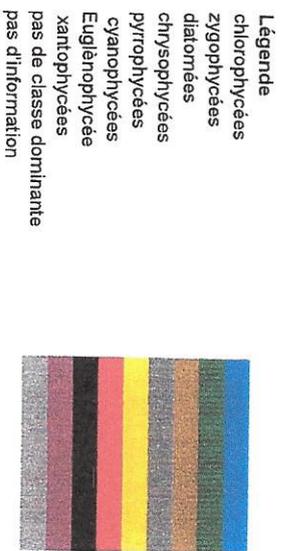
Excepté dans l'étang de Moulin, où prolifèrent des plantes benthiques filamenteuses, les macrophytes ne peuvent pas stocker une quantité élevée de nitrates.

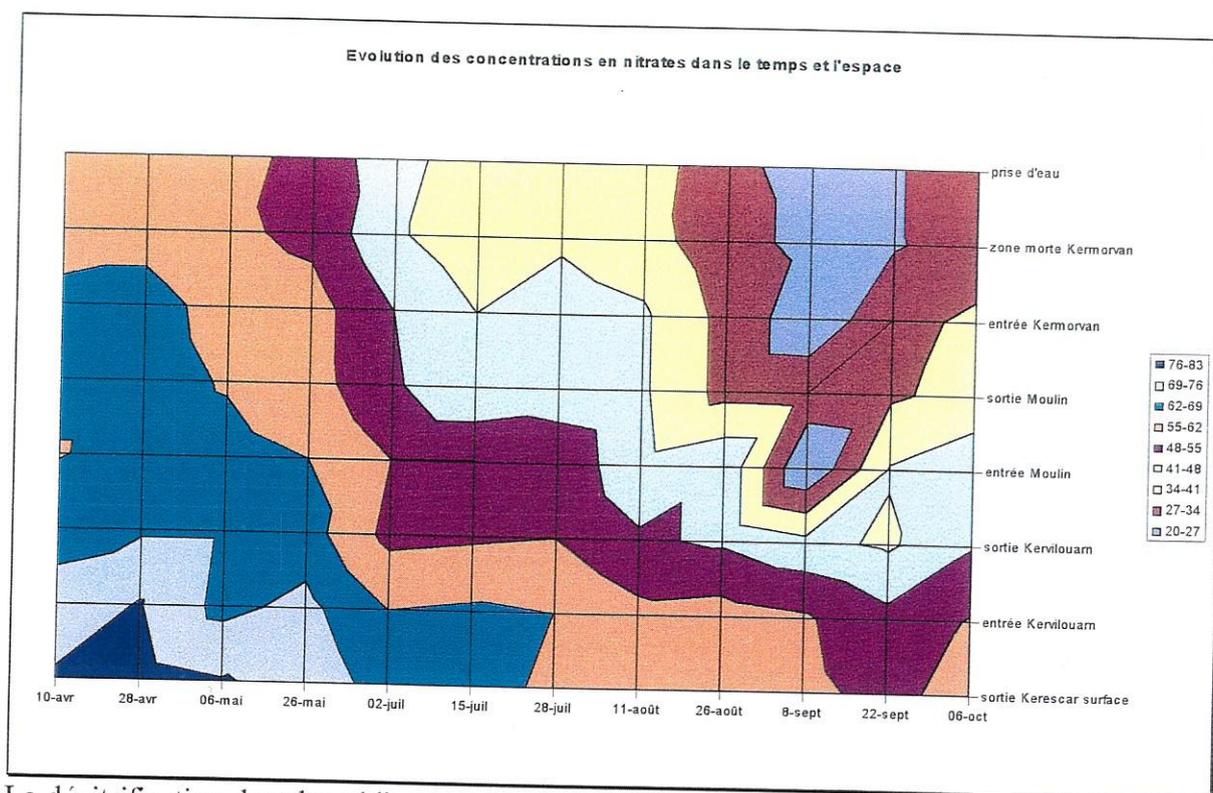
L'assimilation de 20 à 30 mg/l de nitrates par le phytoplancton devrait se traduire par une augmentation des teneurs en azote kjeldhal (qui mesure entre autres l'azote organique) de l'ordre de 6 à 7 mg/l. Cette augmentation n'est pas observée.

Les 2 classes d'algues dominantes et les teneurs en chlorophylle "a" par campagne et par site de prélèvement

campagne	lieu	sortie Kerescar surface	sortie Kerescar fond	entrée Kervilouarn	zone morte Kervilouarn	sortie Kervilouarn	entrée Moulin	sortie Moulin	entrée Kernorvan	zone morte Kernorvan	prise d'eau
10-avr		3		0	0	0	0	0	0	0	0
28-avr		8		41		7	11	4	2	26	12
06-mai		6		22	6	7	2	1	2	6	4
26-mai		1		5		15	3	4	2	33	12
02-juil		4		12	28	19	21	24	18	21	26
15-juil		1		0		24	24	47	59	11	8
28-juil		9		3		25	12	6	16	19	36
11-aout		5		1		23	23	30	73	482	53
26-aout		14		4	36	30	31	19	22	67	36
8-sept		47		11		16		28	32	14	9
22-sept		13		60	14	33	19	16	18	25	11
06-oct		51		11		12	8	32	10	21	25

Les nombres en surbrillance indiquent la teneur en chlorophylle "a".





La dénitrification dans les sédiments anoxiques et réducteurs des étangs est donc probablement le phénomène prépondérant.

- En conclusion, l'eau subit des transformations successives au cours de son transit dans le système des retenues.

Jusqu'au 8 septembre, ces transformations sont de plus en plus nettes au fur et à mesure des campagnes.

L'intensification des processus biologiques à partir du mois de juin avec l'augmentation de la température se traduit par une augmentation des teneurs en COT, fer et manganèse et une diminution des nutriments silice, phosphore assimilable et nitrates.

En 1997, le phosphore est un élément limitant de la croissance algale même si des apports importants se produisent à l'intérieur du système.

Les apports en phosphore par les sédiments pourraient être nettement plus importants.

Durant la période d'étude se sont succédées des phases d'activité algale et des phases de dégradation de la matière organique plutôt modérées.

La dénitrification dans les sédiments des étangs est majoritairement à l'origine de la diminution des concentrations en nitrates d'amont en aval du système hydrologique.

### 3.2.3) Dynamique algale en 1997 : résultats et discussion

- aspect quantitatif

Globalement le développement algal dans les étangs a été très modéré en 1997.

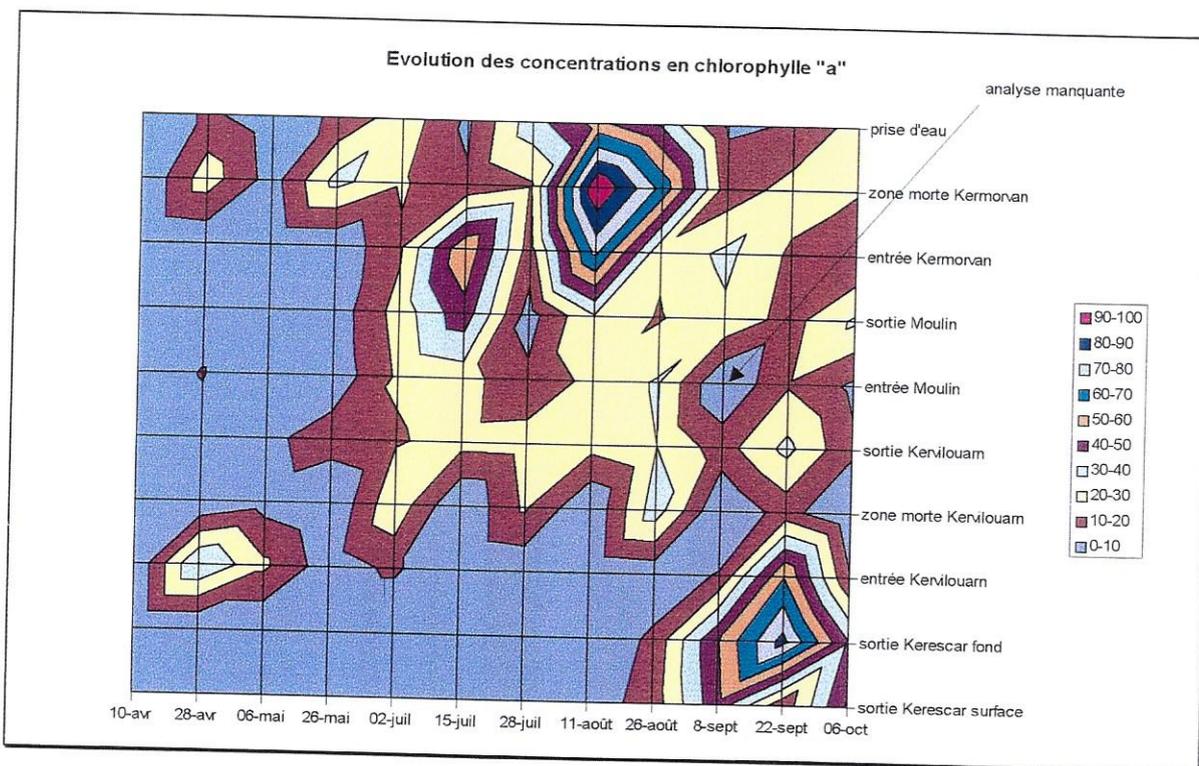
Il a démarré tardivement puisque les concentrations en chlorophylle « a » n'ont été significatives qu'à partir de la fin du mois de mai.

Il n'y a pas eu de bloom de printemps alors que les conditions environnementales caractérisées par des températures élevées et un ensoleillement suffisant s'y prêtaient (cf. annexe 5).

Entre les mois de mai et de septembre, les teneurs en chlorophylle « a » ont oscillé entre 20 et 80 µg/l dans les différentes retenues.

L'activité photosynthétique limitée dénotée par les valeurs de pH et d'oxygène dissous est confirmée par la faiblesse de la biomasse algale.

Les concentrations augmentent de l'amont vers l'aval et au fur et à mesure des campagnes.



Deux épisodes détonnent dans le schéma précédent. Le 11 août, un bloom très intense s'est développé dans la zone morte de la retenue de Kermorvan. Les concentrations en chlorophylle « a » ont dépassé 400 µg/l.

Le 22 septembre, elles ont dépassé 80 µg/l dans l'étang de Kerescar.

L'année 1997 a été caractérisée par un faible développement algal dans la majorité des retenues de Bretagne. L'origine de cette activité algale limitée serait d'une part l'absence de crues au mois de février-mars et d'autre part l'importance des précipitations et la faiblesse de l'ensoleillement au mois de juin (communication personnelle, L. Brient de l'Université de Rennes).

L'absence de crue a réduit les apports en sels nutritifs et notamment en silice et phosphore dans les retenues au début du cycle de développement des algues.

La dégradation du temps au mois de juin a limité l'activité algale à une période où celle-ci est souvent explosive.

#### • succession des familles d'algues

La famille des diatomées domine largement le peuplement phytoplanctonique. Cette famille est la plus représentée dans plus de la moitié des échantillons analysés.

La domination des diatomées est surtout évidente au printemps et à l'automne.

Pendant la période de domination des diatomées, les concentrations en chlorophylle « a » varient de 0 à 84 µg/l avec une majorité de valeurs comprises entre 10 et 30 µg/l.

Les chlorophycées et les zygothécées sont essentiellement représentées au début de l'été lorsque les concentrations en chlorophylle « a » varient entre 10 et 50 µg/l.

Les cyanophycées dominent épisodiquement le peuplement jusqu'à la mi-août. Leur domination est plus nette ultérieurement. Elles sont à l'origine du bloom dans la zone morte de l'étang de Kermorvan.

Les autres familles d'algues xanthophycées, pyrrophytes, euglénothécées dominent ponctuellement le phytoplancton.

Le tableau ci-contre résume la dynamique des familles d'algues pendant la période de l'étude. Pour chacune des campagnes et chacun des points de prélèvements sont représentées par une couleur caractéristique les 2 familles d'algues dominantes dans l'ordre d'importance (la couleur sur la première ligne correspond à la famille dominante, la couleur sur la deuxième ligne correspond à la 2<sup>ème</sup> famille dominante).

La concentration en chlorophylle « a » mesurée pour la campagne correspondante figure en surbrillance sur la 1<sup>ère</sup> ligne.

Ce schéma de la dynamique algale avec globalement une succession diatomées, chlorophycées/zygothécées, cyanophycées/peuplements diversifiés puis enfin diatomées est fréquemment rencontré dans les réservoirs (limnologie générale, 1995), (Reynolds, 1984).

Il s'explique par la succession de conditions environnementales : température, hydrologie, prédation... Pour plus de détails, on se référera aux ouvrages cités ci-dessus.

#### • Succession des espèces d'algues

Les genres d'algues dominants sont les suivants :

◇ diatomées :

■ *Melosira* au printemps

■ *Diatoma*

■ *Navicula*

■ *Asterionella* au printemps et à l'automne

■ *Synedra* en été

Espèces dominantes  
campagne lieu

	sortie Kerescar surface	sortie Kerescar fond	entrée Kervilouarn	zone morte Kervilouarn	sortie Kervilouarn	entrée Moulin	sortie Moulin	entrée Kermorvan	zone morte Kermorvan	prise d'eau
10-avr	Melosira		Melosira	Asterionella	Asterionella	Navicula	Asterionella	Navicula	Melosira	Asterionella
	Pediastrum		Oscillatoria	Oscillatoria	Pediastrum	Melosira	Pediastrum	Synedra	Asterionella	Volvox
28-avr	Diatoma		Melosira		Asterionella	Ins	Mougeotia	Melosira	Melosira	Asterionella
06-mai			Navicula	Asterionella	Staurastrum	Asterionella	Melosira		Diatoma	Pediastrum
26-mai	Ins		Melosira	Volvox	Asterionella	Asterionella	Asterionella	Melosira	Diatoma	Asterionella
					Volvox	Asterionella	Fragilaria	Volvox	Diatoma	Tetraspora
					Volvox	Asterionella	Volvox	Volvox	Volvox	Volvox
02-juil	Asterionella		Navicula	Peridinium	Asterionella	Melosira	Asterionella	Asterionella	Asterionella	Peridinium
	Staurastrum		Asterionella	Peridinium	Dictyosphaerium	Dictyosphaerium	Peridinium	Peridinium	Coalestrum	Tetraspora
15-juil	Ins		Ins	Dictyosphaerium	Peridinium	Peridinium	Coalestrum	Volvox	Coalestrum	Volvox
28-juil	Ins		Ins	Volvox	Volvox	Dictyosphaerium	Peridinium	Peridinium	Volvox	Volvox
			Ins	Anabaena	Anabaena	Volvox	Volvox	Volvox	Peridinium	Peridinium
11-aout	Melosira		Ins	Asterionella	Ins	Ins	Ins	Euglene	Ins	Anabaena
			Ins			Synedra	Synedra	Euglene	Anabaena	Peridinium
26-aout	Tribonema		Tribonema	Tribonema	Tribonema	Tribonema	Tribonema	Nephrocytium	Nephrocytium	Nephrocytium
	Coelsphaerium		Melosira	Anabaena	Anabaena	Anabaena	Anabaena	Tribonema	Anabaena	Anabaena
8-sept	Fragilaria		Fragilaria	Anabaena	Coelsphaerium	Melosira	Coelsphaerium	Anabaena	Anabaena	Anabaena
					Anabaena	Coelsphaerium	Coelsphaerium	Coelsphaerium	Anabaena	Euglene
22-sept	Fragilaria		Fragilaria	Fragilaria	Anabaena	Fragilaria	Fragilaria	Anabaena	Anabaena	Anabaena
	Oscillatoria		Melosira	Anabaena	Anabaena	Fragilaria	Fragilaria	Anabaena	Fragilaria	Fragilaria
06-oct	Fragilaria		Fragilaria	Anabaena	Anabaena	Anabaena	Anabaena	Oscillatoria	Anabaena	Coelsphaerium
	Melosira		Melosira	Fragilaria	Fragilaria	Fragilaria	Fragilaria	Fragilaria	Fragilaria	Anabaena
				Melosira	Melosira	Melosira	Dictyosphaerium	Melosira	Dictyosphaerium	Dictyosphaerium
										Fragilaria

nombre de cellules de l'espèce dominante en % du nombre total

plus de 90 %  
entre 70 et 90  
entre 50 et 70 %

Ins  
insuffisamment d'algues dans l'échantillon  
pas de données

■ *Fragilaria* à l'automne

◇ chlorophycées :

■ *Volvox* au printemps

■ *Dictyosphaerium* au printemps et en automne

■ *Coalestrum*

◇ cyanophycées :

■ *Oscillatoria* au printemps

■ *Coelosphaerium*

■ *Anabaena* en été et en automne

◇ euglénophycées :

■ *Euglene*

◇ Pyrrophyées :

■ *Peridinium*

◇ Xantophycées :

■ *Tribonema*

Les espèces en gras ont représenté au moins 70% des cellules dénombrées sur un échantillon.

Le tableau ci-contre recense les 2 genres d'algues dominants pour chacune des campagnes. Les couleurs dénotent les espèces à l'origine de plus de 50 % des cellules dénombrées lors de la campagne correspondante.

◇ Sur la base du schéma en page suivante, il ressort que ces genres d'algues sont représentatifs d'un milieu plutôt eutrophe, caractérisé par des concentrations en azote élevées et un ratio azote/phosphore élevé.

*Euglène*, *Coalestrum* et *Diatoma* sont des algues caractéristiques de milieux hyper-eutroques, riches en matières organiques (Reynolds, 1994).

◇ *Anabaena* est l'espèce d'algue à l'origine du bloom très intense dans la zone morte de Kermorvan (concentration en chlorophylle « a » de 482 µg/l). Elle figure parmi les algues dominantes de la mi-juillet jusqu'à la fin septembre.

Comme d'autres cyanophycées, elle est susceptible de produire des toxines qui présentent un danger pour la santé humaine.

Une campagne d'échantillonnage et d'analyses d'un type de toxines d'algues, réalisée sur 29 retenues bretonnes par le Laboratoire d'évolution des systèmes naturels et modifiés de l'Université de Rennes a montré que 70% des échantillons contenaient de telles toxines (Vezie, 1997)

Ces toxines induisent une toxicité à long terme pour les humains. Elles peuvent provoquer des empoisonnements chez certains animaux.

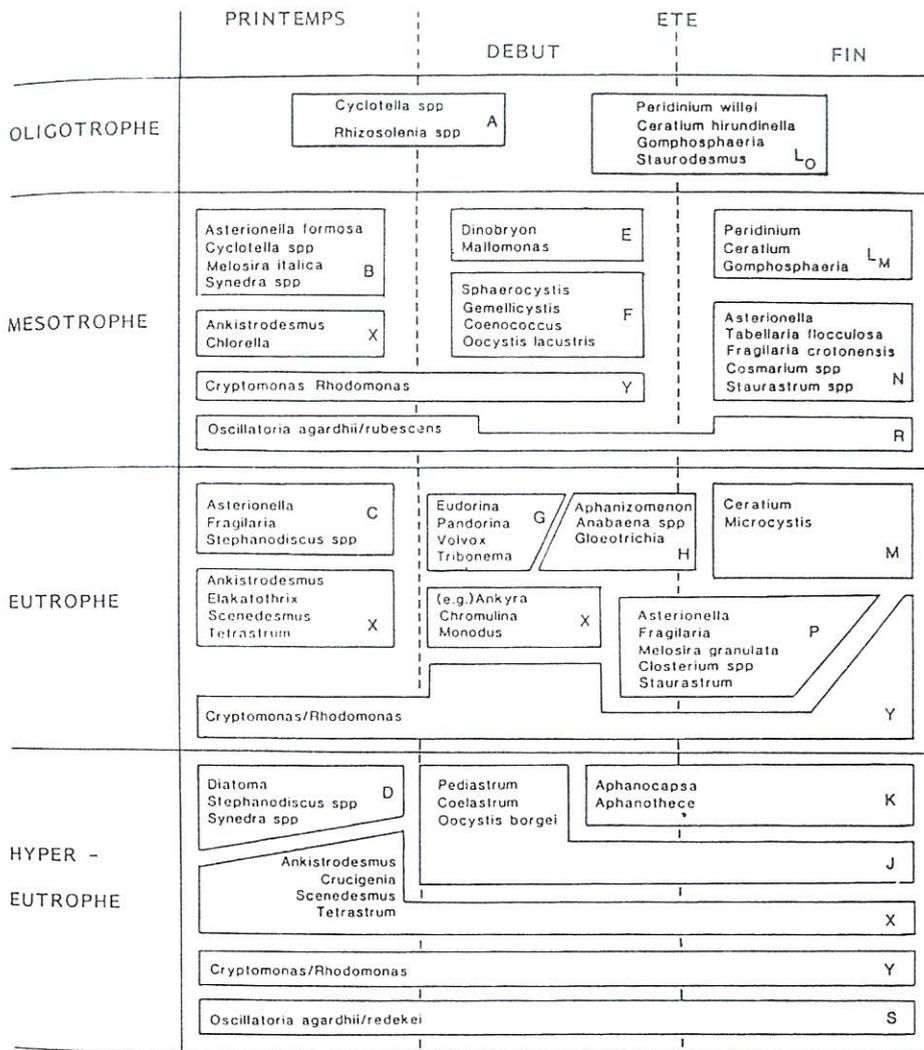


Figure 14.2.

Principales associations de genres ou d'espèces phytoplanctoniques d'eau douce en zone tempérée (Reynolds 1984a). Les lettres correspondant aux associations d'espèces sont reportées sur la figure 14.3.

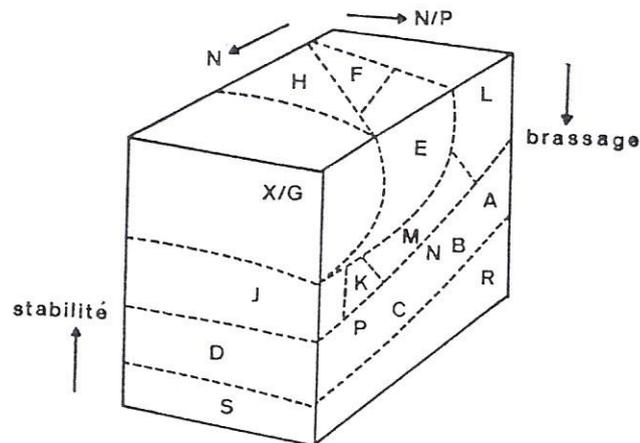


Figure 14.3.

Matrice hypothétique à trois dimensions définie par les axes suivants: 1) stabilité-brassage, 2) concentration en azote (N) et en phosphore (P), 3) rapport N/P. Les différentes lettres correspondent aux associations d'espèces présentées dans la figure 14.2 (Reynolds 1984a).

Succession des espèces et de concentration en chlorophylle "a"  
campagne lieu

	sortie Kerescar surface	sortie Kerescar fond	entrée Kervilouarn	zone morte Kervilouarn	sortie Kervilouarn	entrée Moulin	sortie Moulin	entrée Kermorvan	zone morte Kermorvan	prise d'eau
10-avr	3		0	0	0	0	0	0	0	0
28-avr	8		41		7	11	4	2	26	12
06-mai	6		22		7	2	1	2	6	4
26-mai	1		5		15	3	4	2	33	12
02-juil	4		12		19	21	24	18	21	26
15-juil	1	3	0		24	24	47	59	11	8
28-juil	9	9	3		22	12	6	16	19	36
11-août	5	3	1		23	23	30	73	482	53
26-août	14	12	4		36	31	19	22	67	38
8-sept	47	49	11		16		28	32	14	9
22-sept	13	84	60	14	33	19	16	18	25	11
06-oct	51	41	11		12	8	32	10	21	25

-  espèce dominante en 1 point hydraulique amont quelconque
-  espèce dominante au point hydraulique amont
-  insuffisance d'informations sur le point amont
-  insuffisance d'informations
-  nouvelle espèce dominante

Les conditions environnementales susceptibles de provoquer la formation de toxines par *Anabaena*, ne sont pas encore connues.

Des études en cours semblent montrer que l'association du charbon actif et de l'ozone, qui fait partie de la filière de l'usine de Kermorvan, élimine efficacement les toxines.

*Anabaena* est connue pour se développer dans les milieux peu agités. En pratique, elle s'est souvent développée préférentiellement dans les zones mortes des étangs de Kervilouarn et de Kermorvan. Lors de quelques campagnes (celles du 26 août et du 22 septembre entre autres), elle a continué à proliférer dans les zones en aval.

◇ La densité et la diversité algale sont très variables dans le temps et dans l'espace.

Le tableau ci-contre permet de visualiser les successions d'espèces d'algues. La couleur rouge indique que le genre d'algue dominant n'avait pas encore été dominant en un point amont lors de la campagne correspondante. Inversement la couleur bleue indique que le genre dominant était déjà dominant au point juste en amont lors de la même campagne.

Il ressort qu'une espèce d'algues ne domine jamais le peuplement dans l'intégralité du système hydrologique.

En dépit de leur ressemblance, les différents étangs offrent donc des conditions environnementales différentes (milieux stagnants, milieux agités, compétition ou synergie avec les algues benthiques...) à l'origine des successions d'espèces d'algues.

Cette dernière contribue probablement notablement à la limitation de la biomasse algale.

### 3.2.4) Zones humides

- Intérêt des zones humides

De nombreux travaux démontrent de façon indiscutable le rôle de filtre voire d'épurateur (à des degrés variables) des zones humides vis-à-vis de divers éléments considérés comme polluants (particules solides, minérales et organiques) et particulièrement dans le cas qui nous concerne vis-à-vis des nitrates, du phosphore, des produits phytosanitaires et des algues (assimilées à des MES). Si cette filtration et cette épuration sont assurées en partie par des mécanismes de dépôt en surface, de filtration par percolation dans le sol et de prélèvement saisonnier par la végétation généralement dense de ces zones (prélèvements des nutriments particulièrement de mars à octobre), elle fait également intervenir, pour la réduction des teneurs en nitrates, un processus de dénitrification hétérotrophe assuré par la microfaune du sol.

L'importance de ce processus est dépendante de nombreux facteurs et particulièrement de l'état de saturation du sol et des teneurs en carbone et en nitrates. Ce sont ces trois facteurs qui ont donc été particulièrement considérés dans l'étude du fonctionnement de ces zones, de même que la perméabilité des sols, la circulation de l'eau dans ces zones et leur aménagement qui conditionnent l'efficacité de la dénitrification.

- Caractéristiques des sols des zones humides

Les deux zones humides étudiées, situées entre les trois retenues les plus en aval du bassin de Kermorvan, chacune d'1 hectare environ, occupent le fond de vallée entre des versants boisés. Sur chacune de ces zones, 8 sondages de 120 à 260 cm de profondeur ont été réalisés afin d'identifier les caractéristiques générales des différents horizons traversés et d'en étudier la composition granulométrique. Ces sondages ont été faits en priorité sur le bas des versants et dans le fond de vallée.

L'évolution des sols a ainsi pu être caractérisée :

◇ verticalement : globalement, la roche mère (généralement gneiss altéré), est surmontée d'un placage de limons (origine éolienne et alluvio-colluviale) et d'une accumulation de matière organique, généralement sous forme de tourbe. A partir des constituants d'origine, les particules fines ont migré pour partie à une profondeur inversement proportionnelle à leur taille et l'illuviation d'argile a donné lieu à la formation d'un horizon d'accumulation peu perméable généralement intercalé dans l'arène.

◇ latéralement : sur chaque zone, on relève un gradient croissant des teneurs en tourbe de l'amont vers l'aval, de même que pour les teneurs en matière organique, à même profondeur. Dans ces zones humides, les sols sains sont peu représentés, situés plutôt sur les hauteurs et les extrémités pentues des parcelles, en bordure de zones et généralement séparés des zones humides par une bande boisée. Ces sols sont sensibles au ruissellement et au lessivage. Pour le reste de ces zones, les sols sont plus ou moins hydromorphes avec un degré d'hydromorphie associé généralement à la position topographique ; les sols très hydromorphes sont situés en bordure de ruisseau (anciennes zones humides).

Pour plus d'informations, il est possible de se reporter au rapport AREA en annexe 9.

#### • Circulation hydraulique

Les arrivées d'eau observées lors des sondages à la tarière et le suivi entre septembre et décembre des piézomètres installés sur chacune des zones permettent une première approche de la perméabilité, qui semble bonne dans les premiers horizons du sol.

Pour assurer quantitativement l'alimentation en eau potable, les niveaux des étangs sont maintenus relativement stables, grâce à des apports complémentaires de l'étang de Kerescar, particulièrement en période d'étiage. On relève peu de variations du niveau de la nappe durant la période d'étude. Enfin la présence d'un horizon argileux vers 200 cm semble limiter la perméabilité et donc les échanges avec la nappe profonde.

L'étude pédologique et de perméabilité de ces deux zones humides permet d'émettre des hypothèses de fonctionnement hydrologique. Finalement, il semble que coexistent :

◇ des zones de circulation préférentielle :

- dans les horizons interstitiels tourbeux,
- en bordure de la zone humide amont par un canal de dérivation desservant un ancien moulin
- par le ruisseau de Kermorvan
- par le ruisseau drainant le secteur de Trébabu

◇ des zones de stagnation d'une eau de bonne qualité, dans les zones humides, peu sollicitée en l'absence de variation du niveau de la nappe.

#### • Qualité de l'eau

La qualité des eaux prélevées dans les piézomètres installés dans les zones humides révèle un gradient croissant de concentrations en chlorures entre l'amont et l'aval de chaque zone,

décroissant pour le fer et le manganèse et des concentrations nulles en nitrates dans tous les échantillons (cf. annexe 7 : qualité de l'eau dans les piézomètres).

L'étude de la qualité des eaux du ruisseau de Kermorvan révèle également une baisse très faible du niveau des concentrations en nitrates lors de la traversée des zones humides.

Actuellement une part importante des eaux arrivant à la retenue de Kermorvan transite par le ruisseau de Kermorvan et n'est pas concernée par l'épuration qui peut s'opérer dans les zones humides, ce qui justifie les faibles différences de qualité d'eau observées entre l'entrée et la sortie des zones humides.

Les mesures faites sur les différents horizons de sols prélevés dans ces zones révèlent que ceux-ci sont susceptibles d'une bonne activité dénitrifiante qui actuellement ne s'exprime pas au maximum de son potentiel faute d'une circulation d'eau suffisante. Les vitesses de dénitrification estimées pour ces différents horizons sont importantes particulièrement dans les horizons de surface. Elles varient entre 28 et 46,5 kgNO<sub>3</sub><sup>-</sup>/ha/j (cf. rapport INRA en annexe 10).

### 3.3) Impact sur l'usine de traitement d'eau potable

L'augmentation de la biomasse algale et surtout des concentrations en matière organique au droit de la prise de Kermorvan se traduit par un accroissement de la consommation en réactifs et des difficultés d'exploitation complémentaires (cf. annexe 6).

Ainsi, le taux de coagulant moyen mensuel appliqué est passé de 60 g/m<sup>3</sup> au mois d'avril à 140 g/m<sup>3</sup> au mois de septembre.

Le colmatage des filtres est également accentué. En moyenne mensuelle, un filtre a été lavé après avoir filtré 2000 m<sup>3</sup> d'eau en avril mais seulement 1200 m<sup>3</sup> en septembre.

L'augmentation de la fréquence de lavage se traduit par des pertes d'eau (limitées par la recirculation en tête des eaux de lavage des filtres) dans un contexte de déficit de la ressource.

Bien que réelles, les difficultés de traitement lors de la période estivale ont été surmontées cette année.

En effet, exceptées dans les zones mortes, les concentrations en chlorophylle « a » ont rarement atteint le seuil de 40 µg/l, associé à des problèmes significatifs de production d'eau potable.

A concentration en chlorophylle « a » équivalente, les difficultés d'exploitation ont été plus importantes en fin d'été qu'au printemps ou au début de l'été.

Parmi les espèces présentes majoritairement à la prise d'eau en début d'étude, les diatomées (algues à carapace siliceuse), *Volvox*, *Peridinium* sont généralement facilement éliminées par une usine de traitement.

A l'inverse, *Euglene* et *Anabaena*, présentes de mi-août à la fin septembre, sont généralement à l'origine de colmatages des filtres.

Le changement d'espèce d'algues dominantes explique donc en partie les difficultés croissantes d'exploitation.

### 3.4) Synthèse

- Pendant l'étude, l'hydrodynamisme des retenues de Moulin, Kervilouarn et Kermorvan a été caractérisé par une grande stabilité.

En raison de la faiblesse des précipitations au printemps et de la fin de l'été à l'automne, l'eau contenue dans le bassin de Kerescar a été progressivement déstockée pour alimenter l'usine de production d'eau potable de Kermorvan. La baisse du niveau de l'eau de la retenue a dépassé 2.5 mètres.

- Le développement des algues s'est intensifié au fur et à mesure des campagnes du mois d'avril au mois de septembre, entraînant une augmentation des concentrations en matière organique dans le milieu aqueux.

Cette dernière favorise ponctuellement l'instauration de zones réductrices au niveau des sédiments des retenues et par suite entraîne l'augmentation dans l'eau des concentrations en composés réduits du fer et du manganèse.

La dénitrification dans les étangs s'intensifie également, expliquant en grande partie la diminution des concentrations en nitrates.

En parallèle, les nutriments des algues s'épuisent. Le phosphore assimilable par les algues disparaît de la colonne d'eau en dépit des apports importants de cet élément par les sédiments.

L'évolution de la qualité de l'eau est surtout perceptible dans les étangs. Les zones humides n'ont qu'un impact faible sur les caractéristiques de l'eau.

- La croissance de la biomasse algale et l'activité photosynthétique ont été modérées en 1997, comme dans la plupart des retenues bretonnes.

La succession des espèces a été sans surprise avec une séquence de type diatomées, chlorophycées, cyanophycées/divers, puis diatomées à nouveau.

Les espèces dominantes sont caractéristiques d'un milieu eutrophe. L'espèce majeure est *Anabaena*, à l'origine du bloom intense dans la zone morte de Kermorvan. Cette espèce peut, dans certaines conditions environnementales non connues à ce jour, libérer dans l'eau des toxines nocives pour la santé humaine.

La faiblesse de la biomasse algale est favorisée d'une part par l'absence de phosphore assimilable dans la colonne d'eau à partir du mois de juin et d'autre part par l'instabilité du développement phytoplanctonique. En effet, de nombreuses espèces d'algues peuvent successivement dominer le peuplement algal dans le temps et l'espace.

La luminosité n'a pas constitué un facteur limitant du développement algal en 1997.

- Les zones humides situées entre les étangs présentent des potentialités épuratoires intéressantes vis-à-vis des nitrates et pourraient jouer un rôle de filtre pour les matières en suspension (algues, matière organique, phosphore...).

La circulation de l'eau dans ces zones est limitée. Ces dernières sont largement déconnectées du flux principal qui transite par le ruisseau de Kermorvan, même en période d'étiage.

Il en résulte que l'impact des zones humides sur la qualité de l'eau des étangs est minime à l'heure actuelle.

- L'augmentation de la biomasse algale et des teneurs en matière organique d'avril à septembre se traduit par des difficultés d'exploitation de l'usine de production d'eau de Kermorvan, certes modérées cette année (développement limité de la biomasse algale).

A biomasse équivalente, les espèces d'algues *Anabaena*, *Euglène*, *Fragilaria* qui prolifèrent en fin d'été induisent des contraintes d'exploitation supérieures à celles créées par les diatomées ou les chlorophycées qui se développent au printemps.

⋮

## 4) Faisabilité de la restauration de la retenue

empêcher

L'objectif principal d'une restauration de la qualité des eaux de la retenue de Kermorvan est la réduction de l'intensité des développements phytoplanctoniques et l'évitement d'explosions d'algues similaires à celles observées entre 1989 et 1991.

De l'étude diagnostic, il ressort que les facteurs pouvant limiter le développement phytoplanctonique sont la teneur phosphore et la variabilité des conditions du milieu.

Il existe de nombreux procédés de restauration de retenues eutrophisées (gestion qualitative des débits, bio-contrôle, inertage des sédiments, aération...).

Les contraintes propres au site de Kermorvan (déficit de la ressource, faible profondeur des étangs...) amènent à ne retenir que trois méthodes.

Il s'agit premièrement de la réduction de la charge interne en phosphore dans les étangs, deuxièmement de l'utilisation des capacités de filtration et d'épuration des zones humides et troisièmement de la remise en circulation de l'eau dans les zones mortes.

Ces mesures, à effet rapide, viennent en complément de la démarche de reconquête de la qualité de l'eau à moyen terme menée sur le bassin versant dans le cadre du programme Bretagne Eau Pure, qui doit permettre de réduire les transferts de nutriments vers la ressource.

### « Réduction de la charge interne en phosphore »

Les données recueillies au cours de cette étude désignent le phosphore comme étant l'élément limitant des croissances algales.

On comprend que toutes mesures préventives destinées à limiter les flux en phosphore en amont du système, si elles ne sont pas *accompagnées* d'une *élimination* de la charge interne (sédiment), ne permettront pas de *maîtriser rapidement* les développements phytoplanctoniques.

L'élimination de la charge interne peut être envisagée sous différents scénarios, *partant du principe qu'une réduction à la source est acquise*.

Il convient de noter que le traitement des sédiments des retenues réduira l'intensité de la dénitrification dans les étangs. Celle-ci, non chiffrée actuellement demeurera néanmoins inférieure à la baisse de 20% des concentrations observée entre les retenues d'amont et d'aval.

#### *1- Aucune action sur le sédiment*

Sans apports de l'amont, le seul phosphore disponible pour les croissances algales sera celui relargué par les sédiments. S'il est indiscutable que le stock interne finira par s'épuiser par l'exportation d'une partie du phytoplancton avec le courant, le temps nécessaire pour obtenir

l'élimination naturelle des réserves internes peut être de plusieurs dizaines d'années. Il faut notamment s'attendre à ce que les étangs soient de nouveau le siège de blooms importants, certaines années où les conditions favorisant le relargage seront réunies, en alternance avec des années plus « calmes ».

## 2- Curage des sédiments

Le curage est occasionnellement pratiqué sur les étangs. Il est mis en œuvre plus pour garantir un volume de réserve d'eau, que pour éliminer l'élément phosphore.

Dans le cas présent, il s'agit d'éliminer physiquement la source fertilisante. Cette opération aura un impact immédiat sur la limitation des croissances algales, mais nécessite pour ce faire d'être mise en œuvre *sur tous les étangs*. On peut envisager de procéder en 4 fois, en curant un étang par an, de l'amont vers l'aval.

Cette opération, lourde, ne doit être envisagée *qu'après* mise en œuvre des mesures de *réduction des apports* à la source, pour s'assurer de sa pérennité. En outre, le choix du mode de curage (mécanique, pneumatique, hydraulique..) est important pour une réelle efficacité d'action.

Au delà des aspects pratiques de la mise en œuvre du curage, le devenir des vases doit être étudié, en proposant une solution satisfaisante pour l'environnement. Il s'agit notamment d'éviter que les vases retournent dans le système hydrologique.

En première approche, on estimera le volume total de vases à 76 000 m<sup>3</sup>, réparti comme suit :

	Surface (m <sup>2</sup> )	épaisseur* moyenne (m)	volume de vase (m <sup>3</sup> )	Siccité %	matières sèches (t)
KERESCAR	53 500	0,75	40 125	13	5 200
KERVILOUARN	18 000	0,75	13 500	13	1 750
MOULIN	15 000	0,75	11 250	12	1 350
KERMORVAN	15 000	0,75	11 250	12	1 350
<b>Total</b>			<b>76 125</b>		<b>9 650</b>

\* l'épaisseur moyenne prise comme hypothèse de calcul doit être reprecisée par des relevés sur le site.

Les volumes en jeu sont importants, et le devenir de vases sera un des points importants de l'opération :

- \* Le recyclage agricole est une solution,
- \* La mise en décharge, vu les quantités, n'est pas une solution recevable ;

### **3- Minéralisation accélérée des sédiments**

Une solution intermédiaire consisterait à épandre un *accélérateur de minéralisation* du type NAUTEX (craie composée d'algues marines calcifiées, comportant 95 % de  $\text{CaCO}_3$ ). Cette solution pose cependant des problèmes : Si la craie présente des avantages dans certains cas particuliers (pisciculture notamment), dans la pratique elle crée d'autres difficultés qui sont incompatibles avec l'usage alimentaire de l'eau et même en contradiction avec les objectifs visés (nitrification, relargage de fer, manganèse et phosphore).

Cette solution, séduisante par son faible coût comparativement à un curage, mais risquant d'altérer fortement et durablement la qualité de l'eau des étangs, ne sera donc pas retenue.

### **4- Mesures à l'entrée des retenues pour une réduction de la charge interne en phosphore.**

Une autre solution consisterait à mettre en place un pré-bassin, « en dur » ou souple, à l'entrée des retenues, qui ferait office de piège à sédiment et de bioréacteur permettant de piéger le phosphore. Ajouté dans cette installation, un filtre à alumine activée permettrait d'améliorer encore la déphosphatation. Ce type de solution s'avère actuellement très efficace dans le cas de petits débits (inférieurs à 50 l/s). L'alumine activée, dotée d'une capacité d'adsorption particulièrement sélective pour les phosphates, permettrait ainsi une élimination de 75 à 90 % du phosphore.

## **« Utilisation des capacités épuratoires des zones humides »**

S'il existe effectivement des zones de circulation préférentielle dans l'horizon tourbeux des sols des zones humides, une modification de la localisation des apports d'eau dans ces zones devrait permettre d'optimiser leur pouvoir épurateur.

- Du fait de leur petite taille, les zones humides ne peuvent épurer a priori qu'une fraction du flux total.

Des calculs de capacité hydraulique des zones humides - en utilisant la loi de Darcy - montrent qu'il est possible de faire transiter un débit de 40 à 50  $\text{m}^3/\text{h}$  dans les deux zones, à comparer aux débits de 80 à 200  $\text{m}^3/\text{h}$  transitant dans le ruisseau de Kermorvan pendant la période estivale.

Les rendements de rétention des particules devraient être particulièrement élevés (plus de 80 %). Ceux pour le phosphore devraient varier entre 60 et 95 % à court terme et 50 % à long terme. Un document des Agences de l'Eau (« Les fonctions des zones humides - synthèse bibliographique ») fournit à ce sujet des éléments quantifiés détaillés sur les améliorations permises sur ces paramètres grâce aux zones humides.

- Les capacités de dénitrification des zones humides sont plus facile à estimer. Les vitesses de dénitrification, la perméabilité des sols et les concentrations en nitrates de l'eau circulant étant connues, un débit maximal pouvant traverser ces zones et permettant une dénitrification totale a été estimé. En considérant exclusivement la dénitrification qui s'opère dans les horizons de surface, il est ainsi possible de faire transiter un débit de 25 à 50  $\text{m}^3/\text{h}$  dans les deux zones (cf. rapport de l'INRA en annexe). Le débit qu'il est possible de faire

transiter dans les zones humides est d'autant plus faible que les concentrations en nitrates sont fortes.

Ces débits sont comparables à ceux autorisés par les capacités hydrauliques des zones humides.

En été, le gain sur les concentrations en nitrates varierait de 8 à 20 mg/l suivant le débit.

En hiver, le gain serait beaucoup plus faible en raison des débits élevés et des fortes concentrations en nitrates. Il peut être estimé à 3 à 7 mg/l.

Les zones étant actuellement déconnectées du flux principal, leur aménagement doit permettre de rétablir cette connexion. Pour cela, le chemin d'une fraction de l'eau qui transite actuellement dans les ruisseaux reliant les étangs, doit être modifié pour que cette fraction traverse chaque zone humide, en créant un gradient hydraulique depuis le point d'apport jusqu'au ruisseau, selon un cheminement perpendiculaire au ruisseau. Compte tenu de la configuration allongée des zones humides, cet apport doit être réparti régulièrement sur toute la longueur des zones pour leur utilisation optimale.

Un dispositif est proposé, qui vise à modifier les gradients hydrauliques et les flux dans la zone depuis une rampe d'alimentation latérale, jusqu'au ruisseau (cf. rapport l'INRA en annexe 10 et plans des aménagements en annexe 1).

Parmi les solutions techniques possibles pour la mise en place de cet aménagement, le dispositif d'irrigation (tuyau percé d'ouvertures réglables par un manchon) a été retenu pour son coût modique (12 F/m linéaire), sa facilité d'installation (8 jours d'intervention et de mise en route), d'entretien et de réglage. Le coût total d'un tel aménagement (2 à 3 tuyaux d'irrigation de 200 à 250 m sur chaque zone humide) incluant également les frais d'installation et de suivi devrait s'élever à 250 KF.

Ce montant tient compte des interventions sur les digues afin de réaliser des piquages d'eau dans les étangs amont. En fonction de la structure et de la stabilité de la digue, ces coûts peuvent être amenés à évoluer.

Les pertes d'eau vers les nappes profondes devraient être très faibles du fait de la nature principalement imperméable du substratum.

Le débit maximal qui pourrait être traité (25 m<sup>3</sup>/h en hiver à 50 m<sup>3</sup>/h en été) est plutôt faible au regard des débits transitant dans le ruisseau de Kermorvan (200 à 500 m<sup>3</sup>/h). L'efficacité des aménagements, bien que réelle - cf. ci-dessous - en est réduit.

Dans une étape ultérieure, on pourrait envisager de mobiliser d'autres zones humides : une quinzaine d'hectares de sols hydromorphes ou très hydromorphes ont pu être repérés entre l'étang de Kerescar et celui de Kervilouarn, aujourd'hui occupés essentiellement par des friches ou des prairies permanentes. Ces surfaces devraient présenter des capacités épuratrices et une situation aptes à un aménagement analogue à celui proposé.

Les caractéristiques pédologiques de cette zone n'ayant pas été détaillées, l'hypothèse de caractéristiques similaires à celle de la zone humide la plus proche a été prise. Dans ce cas, le traitement de 50 % du débit total transitant dans le ruisseau nécessiterait alors une surface supplémentaire de 9 ha.

Les concentrations en nitrates devraient alors être constamment inférieures à 50 mg/l dans l'étang de Kermorvan.

Une autre solution consisterait à dériver l'eau excédentaire ne pouvant transiter dans les zones humides jusqu'à l'aval de l'étang de Kermorvan.

### « Supprimer les zones hydrauliquement mortes des retenues »

L'objectif est d'éviter toute stagnation d'eau propice à des développements d'algues dans le système hydrologique.

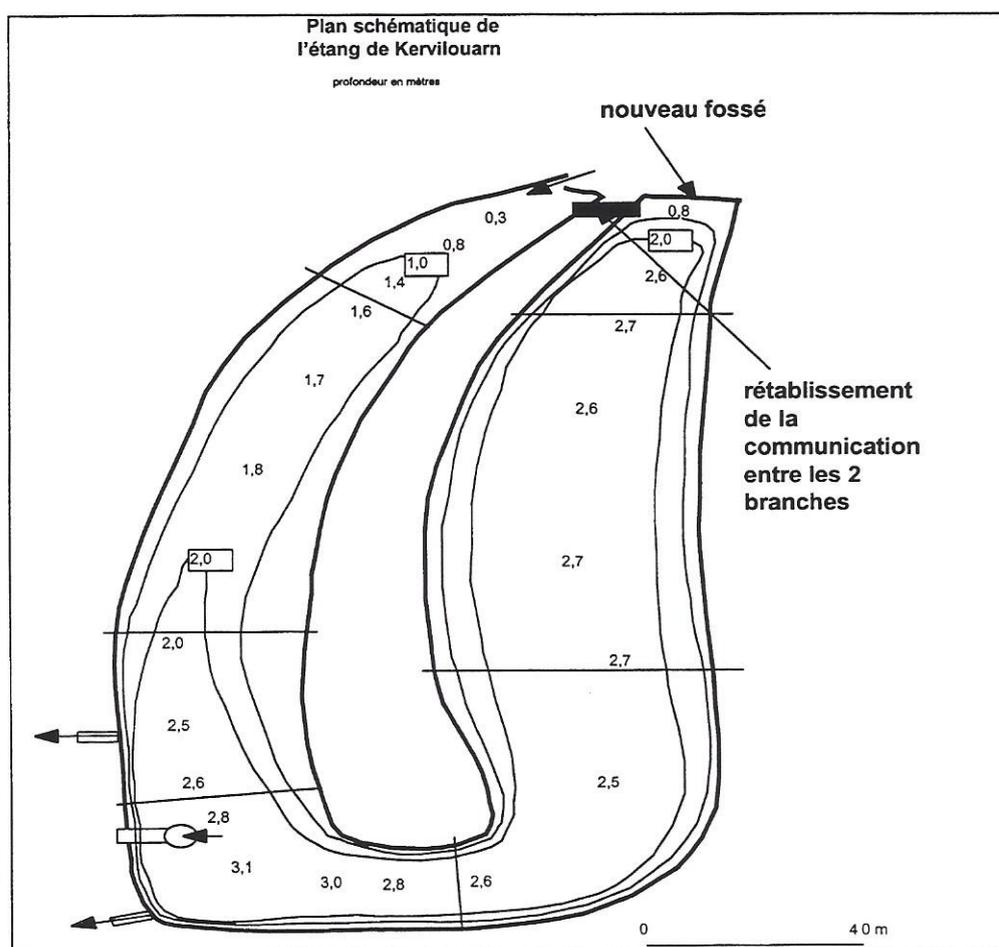
Il existe deux zones mortes dans le système hydrologique ; la première se situe dans l'étang de Kervilouarn, la seconde dans l'étang de Kermorvan.

#### ◇ Zone morte de l'étang de Kervilouarn

Cette zone morte peut facilement être connectée avec l'écoulement principal. Il suffit de dériver une partie du débit drainé par le ruisseau de Kermorvan vers la branche Nord par un fossé qui vers la branche Sud de l'étang de Kervilouarn.

La communication entre les 2 branches au niveau de l'arrivée de l'eau peut être également rétablie.

Le coût de ces travaux de terrassement est estimé à 10 000 F.

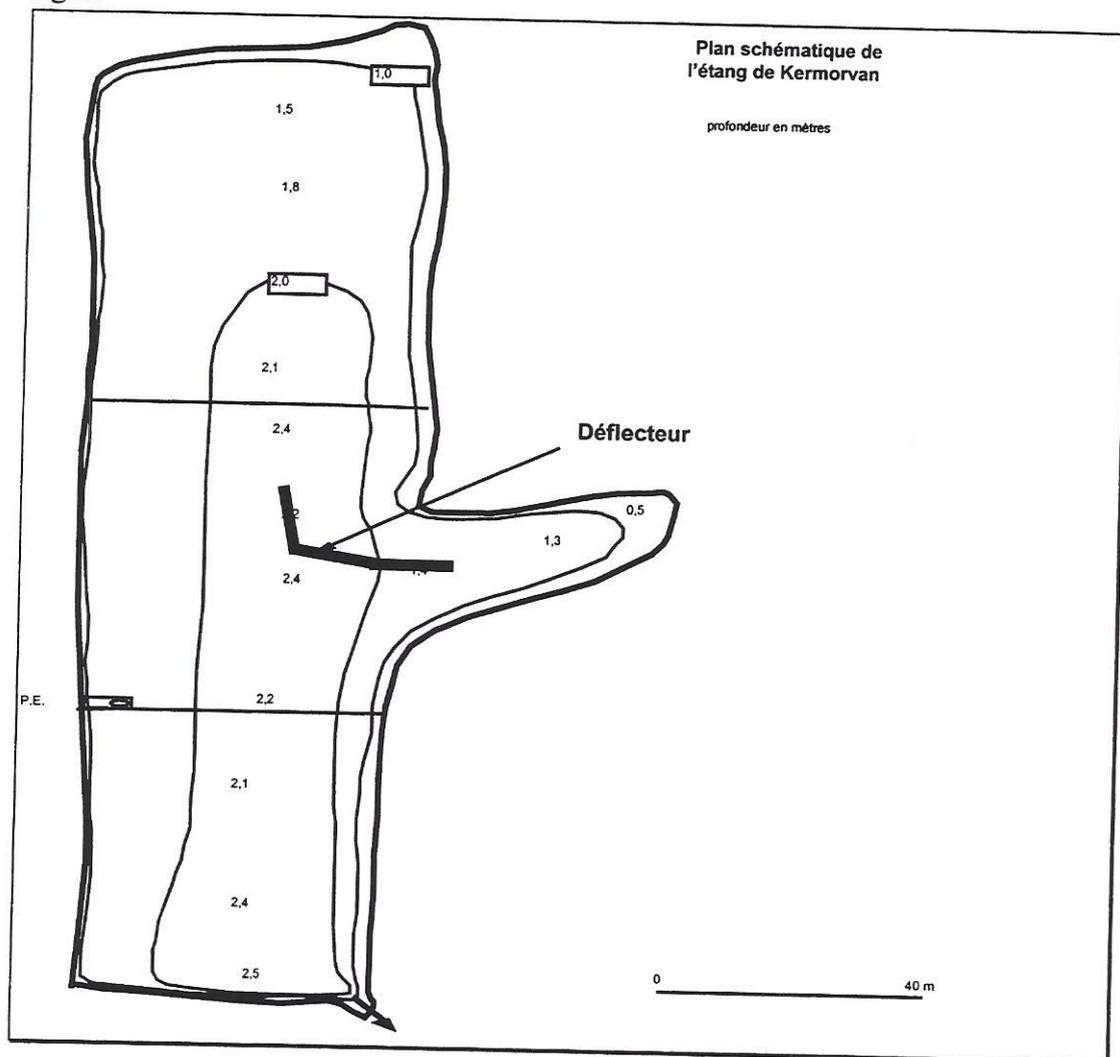


◇ Zone morte de l'étang de Kermorvan

Les travaux visant à reconnecter cette zone à la circulation principale sont plus délicats à mener.

La pose d'un déflecteur de type palplanche peut être envisagée, dont l'efficacité doit être vérifiée par modélisation et le coût est à préciser en fonction des conditions locales.

La pose d'un conduit de dérivation venant alimenter cette zone morte pourrait également être envisagée.



### « Impact des aménagements préconisés sur la qualité de l'eau »

- Impact du traitement des sédiments

Le curage des sédiments permettrait d'éliminer presque complètement la charge interne en phosphore et supprimerait le doublement des concentrations en phosphore actuellement observé d'amont en aval du système hydrologique.

Les concentrations en phosphore total varieraient entre 0.05 et 0.1 mg/l au lieu de 0.05 à 0.2 mg/l.

Cette amélioration ne serait que provisoire si les apports du bassin versant ne sont pas réduits.

L'opération de curage doit être réalisée hors période algale car le dragage des sédiments entraînera une migration partielle du phosphore de ces derniers vers la colonne d'eau.

- Impact de l'aménagement des zones humides

Les concentrations en phosphore dans l'étang de Kermorvan seraient réduites à court terme de 15 à 25 % (50 % d'efficacité vis-à-vis du phosphore pour 30 à 50 % du débit). Elles varieraient entre 0.035 et 0.09 mg/l (en tenant compte du curage).

L'attention doit néanmoins être portée sur les effets à long terme de l'aménagement des zones humides qui constitueront avant tout une zone de stockage temporaire du phosphore. Faute d'exportation régulière, hors du bassin, des végétaux des zones humides qui utilisent le phosphore, celui-ci sera relargé dans le milieu.

Ces deux techniques de restauration permettraient de faire passer la retenue de Kermorvan d'un niveau trophique eutrophe à hyper-eutrophe à un niveau mésotrophe à eutrophe.

L'extension de l'aménagement aux zones humides situées entre les étangs de Kerescar et de Kervilouarn permettrait de revenir à un niveau trophique mésotrophe pour l'ensemble du système hydrologique.

Le niveau moyen de la biomasse algale exprimé en chlorophylle « a » passerait en moyenne de 20 µg/l à 8 µg/l (sur la base de statistiques sur de très nombreuses retenues de niveaux trophiques variables).

De plus, le transit de l'eau dans les zones humides éliminera une fraction importante des algues par sédimentation/filtration et par changement des conditions environnementales. Il en résultera directement une diminution de la biomasse algale dans l'étang de Kermorvan dans une proportion difficile à estimer.

L'amélioration de la qualité des eaux pourrait intervenir à court terme après la réalisation des aménagements.

En contrepartie, les zones humides sont souvent des sources de matière organique et d'éléments réduits (fer et manganèse).

La diminution de matière organique d'origine algale devrait largement compenser la création de carbone organique par les zones humides.

Le fer et le manganèse devraient être rapidement oxydés dans les étangs oxygénés situés en aval.

# Conclusion

- Le système hydrologique alimentant l'usine de production d'eau potable de Kermorvan est constitué de 4 retenues en série - de faible dimension séparées - pour les 3 dernières par des zones tampons humides.

Le niveau trophique de ces retenues est eutrophe à hyper-eutrophe en raison des concentrations élevées en nutriments dans l'eau (nitrates et phosphore).

- Le diagnostic du système hydrologique a été réalisé sur une période de 7 mois d'avril à octobre 1997.

- ◇ Pendant l'étude, l'hydrodynamique des retenues de Moulin, Kervilouarn et Kermorvan a été caractérisée par une grande stabilité.

Les variations de débits dans le ruisseau de Kermorvan et de niveaux d'eau dans les retenues ont été faibles d'avril à septembre.

- ◇ La biomasse algale augmente globalement de l'amont vers l'aval du système hydrologique et au fur et à mesure des campagnes du mois d'avril au mois de septembre.

L'intensité des floraisons algales en 1997 est restée modérée, excepté dans une zone morte de l'étang de Kermorvan.

La succession des espèces a été classique avec une séquence de type diatomées, chlorophycées, cyanophycées/divers puis diatomées à nouveau.

Les espèces dominantes sont caractéristiques d'un milieu eutrophe à hyper-eutrophe. L'espèce majeure est *Anabaena*, à l'origine du bloom intense dans la zone morte de Kermorvan. Cette espèce peut, dans certaines conditions environnementales inconnues à ce jour, libérer dans l'eau des toxines nocives pour la santé humaine.

La faiblesse de la biomasse algale est favorisée d'une part par l'absence de phosphore assimilable dans la colonne d'eau à partir du mois de juin et d'autre part par l'instabilité du développement phytoplanktonique. En effet, de nombreuses espèces d'algues peuvent successivement dominer le peuplement algal dans le temps et l'espace.

- ◇ L'augmentation progressive de la biomasse algale dans le temps et l'espace a entraîné parallèlement un accroissement des concentrations en matière organique dans les étangs.

Cette dernière favorise ponctuellement l'instauration de zones réductrices au niveau des sédiments des retenues et par suite entraîne l'augmentation dans l'eau des concentrations en composés réduits du fer et du manganèse.

La dénitrification dans les étangs s'intensifie également, expliquant en grande partie la diminution des concentrations en nitrates.

En parallèle, les nutriments nécessaires à la croissance des algues s'épuisent. Le phosphore assimilable par les algues disparaît de la colonne d'eau en dépit des apports importants de cet élément par les sédiments.

- ◇ Les zones humides situées entre les étangs présentent des capacités de filtration intéressantes vis-à-vis des matières en suspension (algues, matière organique, phosphore...) et des potentialités d'épuration des nitrates.

Actuellement, la circulation de l'eau dans les zones humides est limitée. Celles-ci sont largement déconnectées du flux principal qui transite par le ruisseau de Kermorvan, même en période d'étiage.

Il en résulte que l'impact des zones humides sur la qualité de l'eau des étangs est minime à l'heure actuelle.

- ◇ L'augmentation de la biomasse algale et des teneurs en matière organique d'avril à septembre se traduit par des difficultés d'exploitation (consommation de réactifs, colmatage des filtres...) de l'usine de production d'eau de Kermorvan. Ces dernières ont été modérées car la biomasse algale au droit de la prise d'eau a été limitée.

A biomasse équivalente, les espèces d'algues *Anabaena*, *Euglène*, *Fragilaria* qui prolifèrent en fin d'été induisent des contraintes d'exploitation supérieures à celles créées par les diatomées ou les chlorophycées qui se développent au printemps.

- L'année 1997 est similaire aux années précédentes si on se réfère aux indicateurs de qualité de l'eau disponibles - matière organique, pH, orthophosphates, nitrates- et aux difficultés d'exploitation de la filière (communication personnelle, M. Friant).

Par contre, le développement algal a été très atténué par rapport à ceux observés en 1989 et 1990.

La diminution très nette des concentrations en phosphore explique très probablement la moindre intensité des blooms d'algues depuis 1990.

L'origine de la chute des concentrations en phosphore est à rechercher soit dans les variations des activités anthropiques sur le bassin versant, soit dans une réduction des apports internes suite à un changement des conditions physico-chimiques à l'interface eau-sédiments.

- Parmi les nombreux procédés de restauration des retenues, l'utilisation de trois techniques complémentaires sur le site de Kermorvan est préconisée.

L'objectif de ces dernières est d'accentuer la carence en phosphore, de favoriser la variabilité des conditions environnementales et par suite la variabilité des espèces d'algues dominantes et enfin d'éliminer les développements d'algues préférentiels dans les zones mortes.

- ◇ le curage des étangs permettra de réduire drastiquement la charge interne en phosphore, mais risque de limiter la dénitrification qui s'opère actuellement dans les sédiments.

- ◇ L'optimisation des capacités de rétention du phosphore et d'épuration des nitrates dans les zones humides est possible en augmentant la fraction de débit transitant à l'intérieur de ces dernières.

Les points d'injection de l'eau dans les zones humides doivent être multipliés à l'aide de tuyau d'irrigation.

La faible superficie des zones humides entre les étangs ne permettra pas d'y filtrer la totalité du débit alimentant la retenue de Kermorvan.

La fraction de débit du ruisseau de Kermorvan qu'il est possible de filtrer compte tenu de la capacité hydraulique des zones humides et de leur pouvoir dénitrifiant varie entre 10 et 50 % suivant le débit.

Le grain en terme de qualité d'eau sera substantiel vis-à-vis des paramètres MES, phosphates et par suite sur les algues.

Le niveau trophique de la retenue de Kermorvan passera d'eutrophe/hyper-eutrophe à mésotrophe/eutrophe.

L'amélioration sera plus réduite vis-à-vis des nitrates, surtout en période hivernale (baisse des concentrations dans l'étang de Kermorvan de 8 à 20 mg/l en période d'étiage mais de 3 à 7 mg/l en période de forts débits).

Les pertes d'eau vers les nappes profondes seront très faibles.

Il serait possible d'augmenter la fraction de débit filtré en mobilisant d'autres zones humides situées entre les étangs de Kerescar et de Kervilouarn. Si les caractéristiques pédologiques des terrains sont satisfaisantes, l'utilisation de 9 ha de zones humides, y compris celles entre les étangs, permettraient de respecter la norme de 50 mg nitrates/l dans l'étang de Kermorvan.

Associée à une diminution des apports du bassin versant, la mobilisation des terrains supplémentaires permettrait d'atteindre un niveau trophique mésotrophe pour l'ensemble du système hydrologique.

- ◇ La remise en circulation de l'eau dans les zones mortes des retenues, sites préférentiels de développement des algues, est réalisable par des travaux d'ampleur variable suivant les sites.

Ces mesures actives à court terme viennent en complément de l'action de reconquête à moyen terme menée sur le bassin versant dans le cadre du programme Bretagne Eau Pure.

# Bibliographie

- CEO - Syndicat des Eaux de Kermorvan. 1989. Problèmes liés à la sécheresse de l'année 1989, 25/9/1989.. 9p + annexes.
- Fustec et Frochot, 1996. Les fonctions des zones humides - Synthèse bibliographique. Rapport pour l'Agence de l'Eau Seine-Normandie. 135 p.
- Pourriot et Meybeck, 1995. Limnologie Générale. éd Masson., 955 p
- Reynolds, 1984. Ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press.
- Saout, 1996. Bassin versant de Kermorvan : diagnostic de territoire. EDE et chambre d'agriculture Finistère. 40p+annexes.
- Vezie, Bertru, Brient, Lefeuvre, 1997. Blooms de cyanobactéries hépatotoxiques dans l'Ouest de la France. TSM numéro 10 - octobre 1997. pp39-46.