

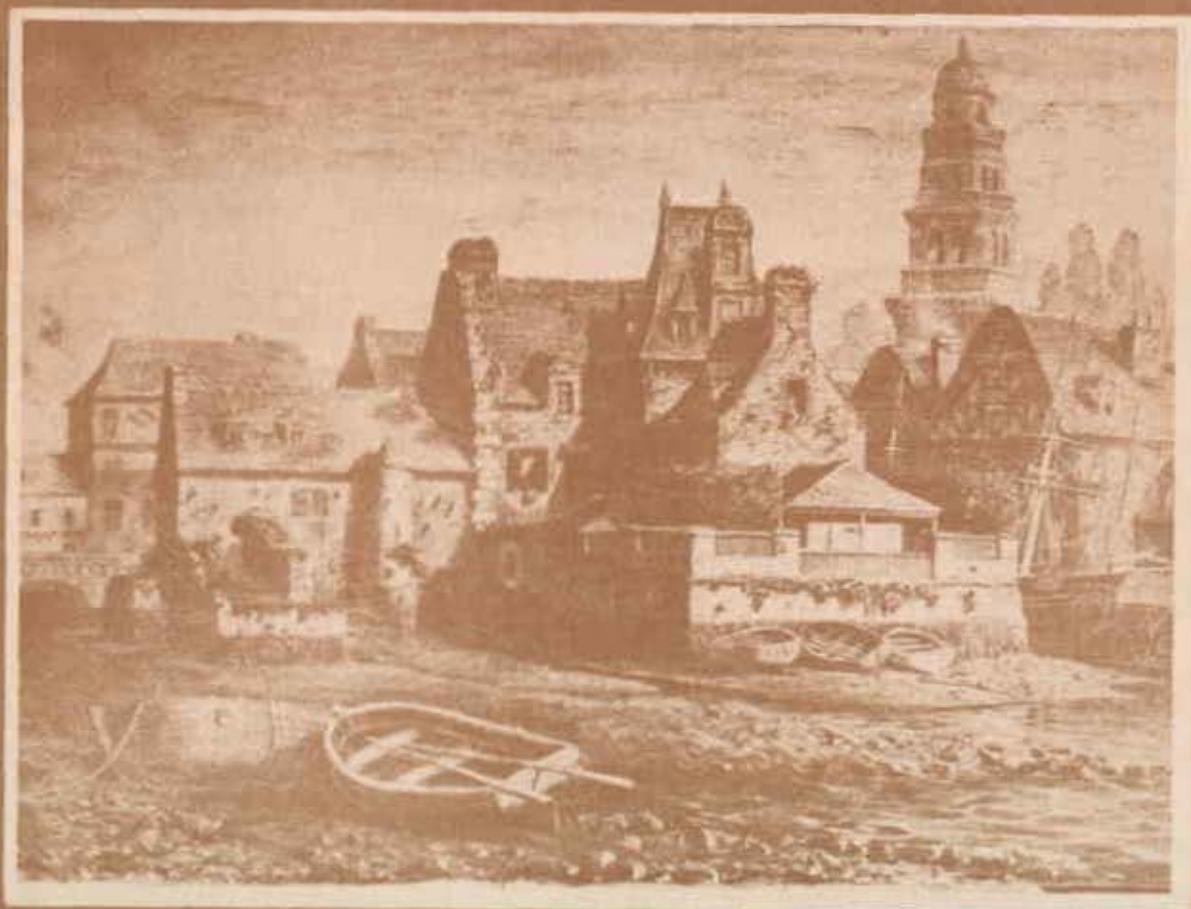
Rayon Cabane

**QUALITE DES EAUX
DE LA
RIVIERE ELORN
1974 - 1977**

Patrick PROUZET et Alain AMINOT

Collaboration

Roger KEROUEL



1979



CNEXO - COB

ELGMM

AVANT PROPOS

Plusieurs études effectuées par divers organismes (Fédération des Pêches, S.E.P.N.B., S.R.A.E.) ont eu pour but d'analyser les eaux de l'Elorn.

Le présent travail actualise les connaissances déjà obtenues sur la qualité hydrologique de l'Elorn. L'originalité de cette étude tient en la période de temps relativement importante pendant laquelle se sont déroulées les analyses.

Cette étude se révèle, en outre, complémentaire des différentes études menées en rade de Brest et en particulier des analyses hydrologiques effectuées dans le cadre du Réseau National d'Observation.

En effet, il s'avère intéressant de connaître la contribution de l'Elorn (1) à l'enrichissement organique et à la pollution de la rade, site exceptionnel pour le développement de l'aquaculture en Bretagne et lieu d'une activité ostréicole importante qu'il s'agit de sauvegarder. —

(1) Il en serait de même pour l'Aulne.

SOMMAIRE

	<u>Page</u>
AVANT PROPOS.....	1
INTRODUCTION.....	4
1. PRESENTATION GENERALE DE LA RIVIERE ELORN.....	7
1.1. Situation géographique.....	7
1.2. Le climat.....	7
1.2.1. La température.....	7
1.2.2. La pluviométrie.....	7
1.3. Aspect physique et occupation des sols de la vallée de l'Elorn... 1.3.1. Géologie et relief.....	8 8
1.3.2. Occupation des sols.....	8
1.4. Le régime hydrologique.....	10
1.5. Aspect piscicole.....	11
1.5.1. Espèces piscicoles rencontrées.....	11
1.5.2. Evolution du stock de Saumon Atlantique sur l'Elorn.....	11
2. PARAMETRES ANALYSES.....	13
2.1. La température.....	13
2.2. Le pH.....	13
2.3. L'oxygène dissous et le pourcentage de saturation.....	14
2.4. La demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	15
2.5. Les nitrates.....	15
2.6. Les nitrites.....	16
2.7. L'azote ammoniacal (NH ₄ ⁺ + NH ₃).....	16
2.8. Les phosphates (orthophosphates).....	16
3. POSITION DES POINTS DE PRELEVEMENT.....	19
4. MODALITES D'ECHANTILLONNAGE ET METHODES D'ANALYSES EMPLOYEES.....	21
4.1. Echantillonnage.....	21
4.2. Méthodes de mesure et d'analyses.....	21
4.2.1. La température.....	21
4.2.2. Le pH.....	21
4.2.3. L'oxygène dissous.....	21
4.2.4. Le pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation.....	22
4.2.5. DBO ₅ : la demande biochimique en oxygène.....	22
4.2.6. Nitrite, nitrate, phosphate.....	22
4.2.7. L'ammonium (NH ₄ ⁺ + NH ₃).....	23
5. RESULTATS.....	25
5.1. Température de l'eau.....	25
5.2. pH.....	26
5.2.1. Elorn.....	26
5.2.2. Affluents.....	27
5.3. Concentration en oxygène dissous et pourcentage par rapport à la saturation.....	27
5.3.1. Elorn.....	28
5.3.2. Affluents.....	29
5.4. La demande biochimique en oxygène.....	29
5.4.1. Elorn.....	29
5.4.2. Affluents.....	30
5.5. Les nitrates.....	31
5.5.1. Elorn.....	31
5.5.2. Affluents.....	32
5.6. Les nitrites.....	33
5.6.1. Elorn.....	33
5.6.2. Affluents.....	34
5.7. Azote ammoniacal.....	35
5.7.1. Elorn.....	35
5.7.2. Affluents.....	36

	<u>Page</u>
5.8. Les phosphates.....	37
5.8.1. Elorn.....	37
5.8.2. Affluents.....	38
6. DISCUSSION DES RESULTATS.....	39
6.1. Paramètres physicochimiques : qualité générale de l'eau.....	39
6.1.1. Le pH.....	39
6.1.2. Oxygène dissous et demande biochimique en oxygène.....	39
6.1.3. Les nitrates.....	42
6.1.4. Les nitrites.....	44
6.1.5. L'azote ammoniacal.....	46
6.1.6. Les phosphates.....	47
6.1.7. Synthèse des principaux résultats obtenus.....	48
6.2. Impact de la qualité de l'eau sur les populations de salmonidés..	48
6.3. Impact sur la potabilité de l'eau.....	51
CONCLUSION GENERALE.....	55
BIBLIOGRAPHIE.....	57
ANNEXE I - Données.....	61
ANNEXE II - Pourcentage d'ammoniac dans les solutions aqueuses pour des températures de 0 à 30°C et des pH de 6 à 10.....	75

INTRODUCTION

L'année 1976 a été marquée par une période exceptionnelle de sécheresse qui a eu deux effets opposés :

- d'une part, un effet désastreux sur le plan économique, mais,
- d'autre part, un effet bénéfique, en cela qu'elle aura permis à la population bretonne de prendre conscience (tout au moins pour un temps) de l'importance de l'eau dans la vie de chaque jour et surtout de montrer que ce capital hydrique n'est pas inépuisable.

Cependant, la perception du problème de l'approvisionnement en eau n'a été ressentie que sur un plan purement quantitatif alors que le plan qualitatif a été très souvent pas ou peu soulevé.

Or il est vraisemblable que les années prochaines verront se poser ce problème surtout en terme de qualité.

En effet, à quoi servirait-il d'avoir de l'eau si celle-ci est impropre à toute utilisation ?

Déjà en 1973, ce problème s'est posé à Saint-Malo où l'on notait une rupture de la distribution de l'eau alors qu'il restait 20 000 m³ d'eau malheureusement inexploitable de par leur qualité.

En octobre 1976, l'eau distribuée à la ville de Quimper était impropre à la consommation et déclarée non potable car contenant des streptocoques et une quantité d'Escherichia Coli trop importante.

En avril 1977, l'eau de l'Aven avait atteint un tel niveau de pollution qu'il fallait fermer les parcs à moules.

Si des faits si graves n'ont pas été soulignés sur l'Elorn (1), on note cependant depuis ces dernières années comme dans la plupart de nos rivières une dégradation inquiétante de la qualité de l'eau.

.../...

(1) Le C.E.R.B.O.M. indique, en 1973, que les tests bactériologiques montrent un haut niveau de pollution fécale à Landerneau et que l'estuaire de l'Elorn possède le plus haut niveau de contamination bactérienne de tous les points étudiés en rade de Brest.

En 1923, l'Elorn devenait la fontaine des Brestoïis (1) ; son eau limpide et pure fut captée à Pont-ar-Bled.

Au fil des ans, au lieu de préserver ce patrimoine indispensable, on a laissé peu à peu la pollution envahir cette rivière.

Les analyses effectuées de 1974 à 1977 montrent l'évolution de la qualité de l'eau.

Nous ferons référence à des analyses plus anciennes faites par d'autres organismes.

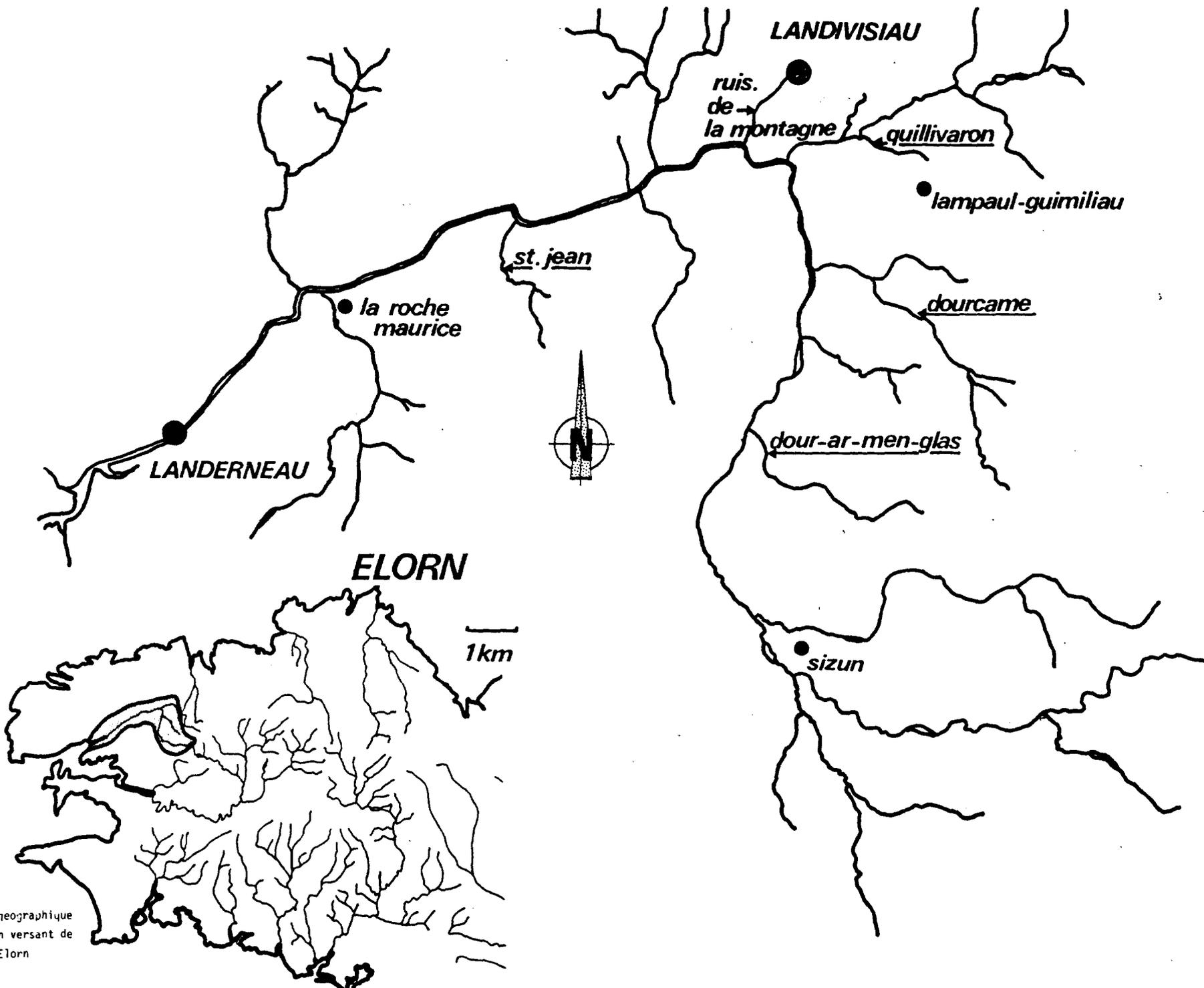
Notre souci principal a été d'étudier les fluctuations des principaux facteurs de la qualité de l'eau : la concentration en oxygène dissous, la demande biochimique en oxygène, ainsi que diverses formes minérales de l'azote (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) et du phosphore (PO_4^{3-}).

De la qualité de l'eau dépendra la productivité piscicole, la faune aquatique ne pouvant prospérer que si les concentrations de certains composés restent dans des limites acceptables.

Cependant, il ne faut pas perdre de vue que cette faune aquatique (en particulier les salmonidés) est le révélateur immédiat de la qualité du milieu aquatique et que sa disparition constitue un critère de la dégradation de la qualité donc de la potabilité de nos eaux.

.../...

(1) Un article très intéressant de M. Georges HUET, paru dans la revue A.P.P.S.B. en 1977 (n° 23) fait l'historique de l'Elorn au point de vue de la qualité de l'eau.



Position géographique
du bassin versant de
l'Elorn

1. PRESENTATION GENERALE DE LA RIVIERE ELORN

1.1. Situation géographique (cf. fig. 1)

L'Elorn est une petite rivière du Nord de la péninsule armoricaine.

Son cours de 58 km de longueur (estuaire inclus) a la forme générale d'un S.

Elle naît sur le versant nord-ouest de la TUCHENN GADOR dans des tourbières situées à 300 m d'altitude environ.

De la source jusqu'au Pays de SIZUN, elle prend une direction ouest puis nord jusqu'à Landivisiau et infléchit de nouveau son cours en direction ouest - nord-ouest jusqu'à Landerneau où elle se jette par un large estuaire en rade de Brest.

1.2. Le climat

Le caractère péninsulaire et la situation entre le 47e et le 49e parallèle de latitude nord font que le climat breton est profondément marqué par l'environnement océanique et caractérisé par des saisons douces, par une humidité relativement importante et par des précipitations relativement abondantes certaines années.

1.2.1. La température

Les températures minimales n'atteignent jamais des valeurs excessives et les périodes de grands froids sont toujours de courte durée (cf. tableau 1).

Tableau 1

Moyenne des températures mensuelles de 1945 à 1974
relevées à la station de Brest - Guipavas

Mois.	J	F	M	A	Ma	J	Ju	Ao	S	O	N	D	Moy.
T° moyenne	6,1	6,1	7,8	9,2	11,6	14,1	15,8	16,0	14,9	12,3	8,9	7,1	10,8
T° minima	3,6	3,4	4,6	5,8	8,1	10,4	12,1	12,4	11,5	9,1	6,3	4,6	7,7
T° maxima	8,5	8,8	11,0	12,6	15,2	17,8	19,5	19,7	18,3	15,4	11,6	9,7	14,0

1.2.2. La pluviométrie

S'il pleut en moyenne un jour sur trois en Bretagne, le nombre de jours pluvieux n'est pas plus élevé le long des côtes bretonnes que sur le littoral basque.

Les totaux pluviométriques annuels dépassent rarement 800 mm/an (sauf sur les Monts d'Arrée, 1 800 à 2 000 mm/an).

Les précipitations ne sont pas réparties également au cours de l'année mais selon un rythme saisonnier fort simple : maxima en décembre, minima en juin et juillet (cf. tableau 2).

Tableau 2
Moyenne des totaux pluviométriques
relevés aux stations de Lesneven et Brennilis
durant la période 1951 - 1970 (en mm)

Mois	J	F	M	A	Ma	J	Ju	Ao	S	O	N	D	Total
Lesneven	120	95	85	70	65	60	50	75	85	105	130	150	1 090
Brennilis	182	135	125	101	97	87	76	108	127	129	164	206	1 537

Le contraste saisonnier est surtout accentué dans le Finistère (département où coule l'Elorn) qui enregistre pendant les mois de printemps et d'été des précipitations inférieures à la moitié de celles recueillies au cours des mois de novembre, décembre et janvier.

1.3. Aspect physique et occupation des sols de la vallée de l'Elorn

1.3.1. Géologie et relief

Le bassin versant est formé principalement de grès et quartzites dévoniens et de schistes métamorphisés.

Le massif granitique n'apparaît que dans les Monts d'Arrée et sur le plateau du Léon.

La rivière coule au fond d'une vallée encaissée, aux pentes raides, interrompue en certains endroits de plaines alluviales comme celles de Sizun et de Landivisiau.

Entre Landivisiau et Landerneau, l'Elorn constitue la séparation entre le plateau de Ploudiry au sud et le plateau du Léon au nord.

La pente de la rivière est forte sur le cours supérieur (16 %) puis diminue sur le cours moyen (3 %) et inférieur (1,5 %).

1.3.2. Occupation des sols

1.3.2.1. Végétation caractéristique

Dans son ensemble, le bassin versant est occupé par un bocage côtier à orme dominant. Près des sources (Monts d'Arrée) la végétation change et l'on trouve du hêtre et du chêne pédonculé (hêtre dominant) avec de la lande atlantique mésophile à Erica ciliaris.

On peut noter de manière plus précise cinq formations végétales sur l'Elorn : cultures, landes, bois, prairies humides et végétations de pentes fortes. C'est cette dernière formation qui caractérise le cours de l'Elorn et celui de ses principaux affluents (Anonyme, 1974).

1.3.2.2. Paysages agraires et cultures

Les sources sont environnées de bois et de landes incultes. Les fermes et les petits hameaux sont dispersés dans la lande sans disposition régulière ni séparation nette et l'exploitation est faite en général sur des parcelles de formes irrégulières.

Le pourcentage de surface agricole utilisée par rapport à la surface totale est de 65 à 70 % mais il tombe à 40 et 50 % dans les Monts d'Arrée.

Les cultures fourragères dominent (prairies artificielles et naturelles, herbages, landes pacagées), mais les cultures céréalières restent importantes (blé, orge et maïs).

L'élevage porcin, bovin ou avicole est important et la densité pour 100 hectares est élevée par rapport à l'ensemble de la Bretagne. On peut noter sur le bassin versant quatre élevages de plus de 600 porcs et huit élevages de plus de 10 000 poulets ou poudeuses.

Les activités industrielles sont concentrées, surtout, en deux zones :

- Landivisiau - Lampaul Guimiliau (abattoirs, tanneries, conserveries, Z.I.) et,
- Landerneau (abattoir, laiterie, conserverie, Z.I.).

1.3.2.3. Répartition démographique

Le bassin versant supérieur est faiblement peuplé (35 h/km² en 1974) et la première bourgade importante : Sizun (2 165 h en 1974) ne se rencontre qu'à la fin du cours supérieur.

Entre Sizun et Landivisiau, la densité est de 30 à 40 h/km² en zone rurale.

La première concentration urbaine est située à la fin du cours moyen (Landivisiau - Lampaul Guimiliau, 9 300 h au total en 1974). Entre Landivisiau et La Roche Maurice (1 265 h en 1974) la densité en zone rurale est de 50 à 60 h/km² puis à partir de La Roche Maurice, la densité augmente de 60 à 150 h/km² jusqu'à Landerneau (14 067 h en 1974).

La zone estuarienne est de loin la plus peuplée (240 h/km² en 1972).

1.4. Le régime hydrologique

A l'instar des rivières bretonnes, l'Elorn possède un régime pluvial océanique essentiellement commandé par les précipitations de saison froide.

Les plus forts débits moyens se situent entre le mois de décembre et le mois de février (Elorn : $11,3 \text{ m}^3/\text{s}$ en février, moyenne de 1970 à 1975) ; les plus faibles pendant le mois d'août (Elorn : $1,57 \text{ m}^3/\text{s}$, moyenne de 1970 à 1975) (cf. fig. 2).

Les hautes eaux coïncident avec les précipitations mensuelles les plus abondantes, mais il n'existe pas toujours un parallélisme rigoureux.

Par rapport à ces considérations générales, il existe pour chaque rivière des caractéristiques hydrologiques particulières qui dépendent essentiellement de la structure et de la géologie du bassin versant.

Si on consulte la carte hydrographique de l'Elorn (Anonyme, 1974), on constate que les sources apparaissent dans une zone formée d'arènes granitiques recouvertes de tourbières et de landes (véritables zones éponges).

Il existe d'autre part, sur l'ensemble du bassin versant, un équilibre entre les zones argileuses imperméables à ruissellement important et les zones d'arènes granitiques perméables où l'eau s'infiltré. L'existence de ces zones éponges et cet équilibre confèrent à l'Elorn un écoulement annuel assez régulier avec des étiages bien soutenus et des crues modérées par rapport à d'autres rivières bretonnes.

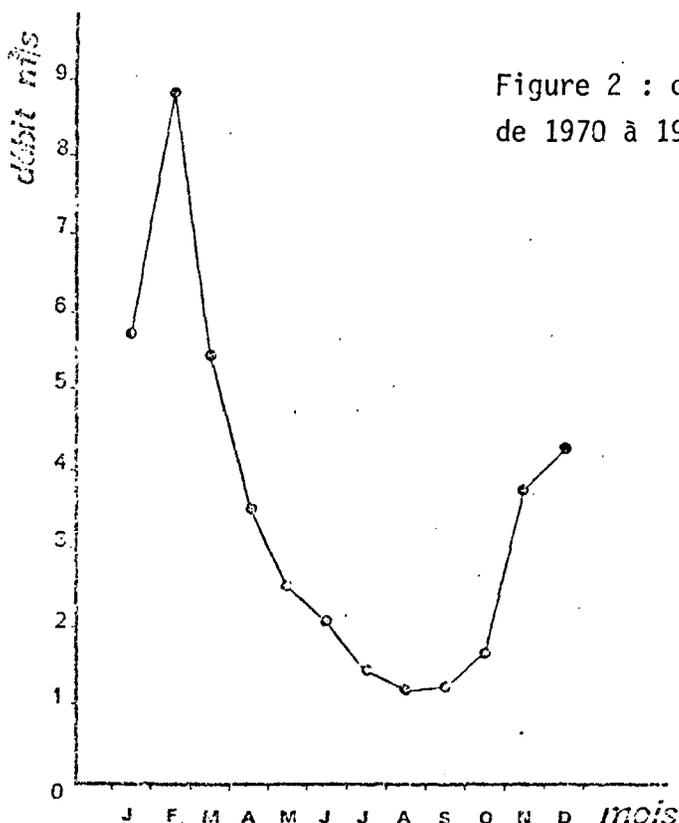


Figure 2 : débit moyen de l'Elorn de 1970 à 1975.

1.5. Aspect piscicole

1.5.1. Espèces piscicoles rencontrées

L'Elorn est une rivière de première catégorie, c'est-à-dire que l'introduction de poissons blancs (carpe, gardon, etc) y est absolument interdite.

La diversité faunistique pourra être considérée comme faible. On y trouvera :

- des Salmonidés :
 - * Saumon atlantique (Salmo salar, L, 1766),
 - * Truite commune (Salmo trutta, L, 1766),
 - * Truite de mer (Salmo trutta, L, 1766),
 - des Anguillidés :
 - * Anguille (Anguilla anguilla, L, 1766),
 - des Cobitidés :
 - * Loche franche (Noemacheilus barbatulus, L, 1766),
 - des Cottidés :
 - * Chabot (Cottus gobio, L, 1758),
 - des Cyprinidés :
 - * Vairon (Phoxinus phoxinus, L, 1766),
- (N.B. : on notait auparavant quelques prises d'Alose.)

1.5.2. Evolution du stock de Saumon atlantique sur l'Elorn

L'Elorn, ainsi que la plupart des petits cours d'eau côtiers bretons, était réputée, jadis, pour la richesse de ses populations de Saumon atlantique.

Les récits anciens forment un précieux témoignage de ce que fut cette richesse passée (1), tel celui du Chanoine SALUDEN qui indique que sous la révolution, le comité de subsistance avait proposé de mettre en réquisition, pour la consommation de la commune, pendant les mois de mars, avril et mai, la quantité de 25 saumons par décade.

Les pêcheries fluviales étaient nombreuses. On notait entre autres celles du Pont de Rohan, de Traon-Elorn, de Kerhamon, de La Roche Maurice, de Kerfaven dont il ne subsiste plus maintenant que quelques vestiges.

A l'heure actuelle, ainsi que sur la plupart des rivières de Bretagne, nos populations de saumons se sont raréfiées. Le début de cette diminution de nos stocks coïncide vraisemblablement avec l'avènement du XXe siècle, mais depuis quelques années, on note une accélération de cette diminution.

.../...

(1) On pourra lire à ce sujet l'excellent article de M. Georges HUET : L'Elorn rivière de légende, revue A.P.P.S.B., n° 29, 1976.

De nombreuses causes ont été invoquées :

- surexploitation de nos populations de saumon de printemps due à un manque flagrant de gestion de nos stocks,
- barrages nombreux non ou mal aménagés de passes à poisson,
- abandon de la rivière qui s'est envasée petit à petit surtout sur le cours moyen et inférieur (1),
- pollution importante, s'accroissant comme nous le verrons de manière inquiétante ces dernières années.

.../...

(1) Les salmonidés, truites et saumons, ont besoin pour se reproduire de lits de galets propres et non envasés.

2. PARAMETRES ANALYSES

2.1. La température

La température de l'eau est un facteur écologique d'une importance primordiale.

La température agit sur la vitesse des réactions biochimiques intervenant dans le métabolisme des êtres vivants.

La vitesse d'assimilation des aliments et le taux de conversion alimentaire sont sous la dépendance de la température qui agira donc sur le taux de croissance et par voie de conséquence sur la productivité du milieu piscicole.

L'action de la température sur la consommation d'oxygène des animaux aquatiques est très importante car son augmentation provoque l'accroissement de la fréquence respiratoire (MEUWIS et HEVIS, 1957).

Les écarts de courte durée à partir d'une température donnée auront pour effet d'altérer les exigences respiratoires et de causer des perturbations dans la régulation de la balance osmotique (CRAWSHAW, 1977).

Chaque espèce possède des préférences thermiques qui varient au cours de sa vie, et les déséquilibres thermiques vont influencer la composition faunistique :

- soit en excluant certaines espèces de régions où la température dépasse le seuil de limite létale,

- soit en favorisant, lors de compétitions interspécifiques, l'espèce dont les préférences thermiques seront situés le plus près des variations moyennes de température du milieu.

La température joue de plus un rôle important sur la solubilité de l'oxygène dans l'eau qui diminue avec l'augmentation de la température. exemple de 10° à 20°C, la teneur en oxygène dissous s'abaisse de 19 %.

D'autre part, l'auto-épuration est ralentie aux basses températures mais l'augmentation de la température provoque une amélioration des phénomènes d'oxydation qui entraîne une baisse de la concentration en oxygène.

2.2. Le pH

S'il dépend à l'origine de la géologie du bassin versant (légèrement acide en zone granitique), il peut être modifié par des apports industriels (tanneries, teintureriers, blanchisseries, traitement des algues...).

Par son action indirecte sur les équilibres physico-chimiques, il peut accroître certaines nuisances pour la faune (l'azote ammoniacal devient beaucoup plus toxique sous forme basique NH_3 que sous forme ionisée NH_4^+).

De bas pH peuvent provoquer des perturbations des mécanismes osmorégulateurs et une réduction de la vitesse de croissance chez l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (PACKER, DUNSON, 1972 ; MENENDEZ, 1976).

D'une façon générale (BREMOND, VUICHARD, 1973), des pH compris entre 5 et 9 n'affectent pas la faune ou la flore. Par contre à l'extérieur de ces limites, il faut s'attendre à des perturbations des populations végétales ou animales.

2.3. L'oxygène dissous et le pourcentage de saturation

La concentration en oxygène dissous sera la résultante de deux composantes antagonistes :

- l'absorption de l'oxygène dissous dépendant principalement de l'évolution des matières organiques et de la respiration des divers maillons de la chaîne alimentaire,

- la réoxygénation du cours d'eau dont la vitesse est fonction du déficit en oxygène vis-à-vis du taux de saturation, de la température de l'eau, de la pression atmosphérique, de la pression de vapeur saturante (ces trois paramètres agissant sur la solubilité de l'oxygène dans l'eau) et de la turbulence de l'eau au voisinage de l'interface eau-air.

Le pourcentage de saturation représente le rapport (exprimé en %) de la teneur en oxygène dissous à la teneur maximale possible compte tenu de la température de l'eau (et de la pression atmosphérique).

Il est difficile de préciser un seuil létal ou un préférendum vis-à-vis de l'oxygène pour une espèce donnée car ceux-ci dépendent de nombreux facteurs comme la température de l'eau, la taille ou l'état physiologique de l'animal.

Les variations de la concentration en oxygène dissous peuvent jouer le rôle de facteur limitant à l'implantation des espèces de deux manières :

- la concentration en oxygène dissous est inférieure à la concentration requise pour maintenir le métabolisme standard et il y a à ce moment mort par asphyxie (KLYASHTORIN, 1975),

- la concentration en oxygène dissous est en dessous du seuil requis par une espèce pour maintenir son taux d'activité métabolique de routine, ce qui conduit à handicaper l'espèce vis-à-vis d'une espèce compétitrice ayant un niveau critique moins élevé.

2.4. La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

Ce paramètre exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction ou à la dégradation des matières organiques d'une eau par les micro-organismes qui se développent dans le milieu.

La DBO₅ s'évalue après une incubation de cinq jours à 20°C à l'abri de la lumière.

Elle est donc en relation directe avec la présence de matières organiques dégradables, celles-ci présentant un danger si la consommation d'oxygène résultant de leur dégradation devient trop importante et abaisse la teneur en oxygène dissous en-dessous des seuils critiques.

Il est souhaitable d'avoir une DBO₅ la moins élevée possible mais des DBO₅ comprises entre 1 et 3 mg/l sont cependant admissibles pour des cours d'eau type à salmonidés.

2.5. Les nitrates

Dans les eaux polluées, la présence de nitrates, stade final de l'oxydation de l'azote, atteste que le processus d'auto-épuration a joué (rejetés en quantité importante par les stations d'épuration).

En région agricole, le lessivage des sols entraîne une grande partie des engrais azotés épandus sur les terres cultivables.

Les nitrates représentent une forme assimilable d'azote (de même que les nitrites et l'ammonium) et constituent ainsi un élément nutritif très important pour la flore.

Ils stimulent la croissance des algues et plantes vertes qui les assimilent, au cours de la photosynthèse, en parallèle avec d'autres éléments indispensables tel que le phosphore.

Une trop grande quantité de nitrates peut être à l'origine du processus d'eutrophisation dans les zones calmes ou les retenues d'eau où s'établit une stratification thermique.

Par ingestion ils peuvent être, en outre, responsables avec les nitrites de l'apparition de la méthémoglobinémie infantile (1), maladie accompagnée de troubles visuels et auditifs qui se déclarent surtout chez les jeunes enfants (PETUKHOV et IVANOV, 1970).

.../...

(1) Oxydation d'une partie de l'hémoglobine en méthémoglobine qui ne véhicule plus l'oxygène au niveau sanguin.

2.6. Les nitrites

Ils s'insèrent dans le cycle de l'azote entre l'ammonium et les nitrates.

Ils peuvent provenir de l'oxydation bactérienne de l'azote ammoniacal ou de la réduction des nitrates selon les conditions d'oxygénation du milieu.

Très oxydables ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et sont rarement présents en quantités importantes dans les eaux.

Ce sont des substances très toxiques pour les poissons qui n'en supportent que de faibles quantités.

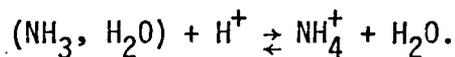
2.7. L'azote ammoniacal ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$)

Biologiquement, il peut être produit soit par réduction des nitrates par des bactéries autotrophes, soit par dégradation des matières organiques azotées provenant des déchets végétaux contenus dans le sol et entraînés par lessivage.

Les engrais azotés épandus sur les sols ainsi que certains rejets urbains et industriels peuvent contribuer à l'augmentation de ces teneurs.

La présence d'azote ammoniacal en quantité relativement importante peut être l'indice d'une contamination par des rejets d'origine humaine.

L'azote ammoniacal se présente en solution sous deux formes liées par un équilibre réversible :



Les quantités relatives des deux formes (neutre et ionisée) sont fonction du pH et de la température (cf. annexe II).

La forme majoritaire pour la plupart des cours d'eau est l'ammonium, c'est pourquoi nous utiliserons ce terme de préférence à "ammoniaque", étant entendu qu'il recouvre implicitement les deux formes d'azote ammoniacal.

Sa toxicité est essentiellement due à la forme non ionisée. En outre, une même concentration en ammonium pourra être létale à faible teneur en oxygène dissous et inoffensive à teneur élevée.

Certains travaux ont montré que des concentrations de 2,5 mg/l d'azote ammoniacal étaient dangereuses pour la plupart des espèces pour des pH compris entre 7,4 et 8,5 (BREMONT et VUICHARD, 1973).

2.8. Les phosphates (orthophosphates)

Ils proviennent en partie de la dégradation des matières vivantes mais leur origine principale est à l'heure actuelle purement artificielle (engrais, détergents, abattoirs...).

Aux pH compris entre 5 et 8, les formes existant en quantités appréciables sont : HPO_4^{2-} et H_2PO_4^- .

Ils sont rarement toxiques directement pour les poissons, mais en quantité importante ils déclenchent des processus d'eutrophisation dans les zones à débit limité qui peuvent absorber une grande partie de l'oxygène dissous nécessaire à la vie de la faune aquatique.

3. POSITION DES POINTS DE PRELEVEMENT

L'emplacement des points de prélèvements est indiqué sur la figure 3 et décrit plus précisément dans le tableau 3.

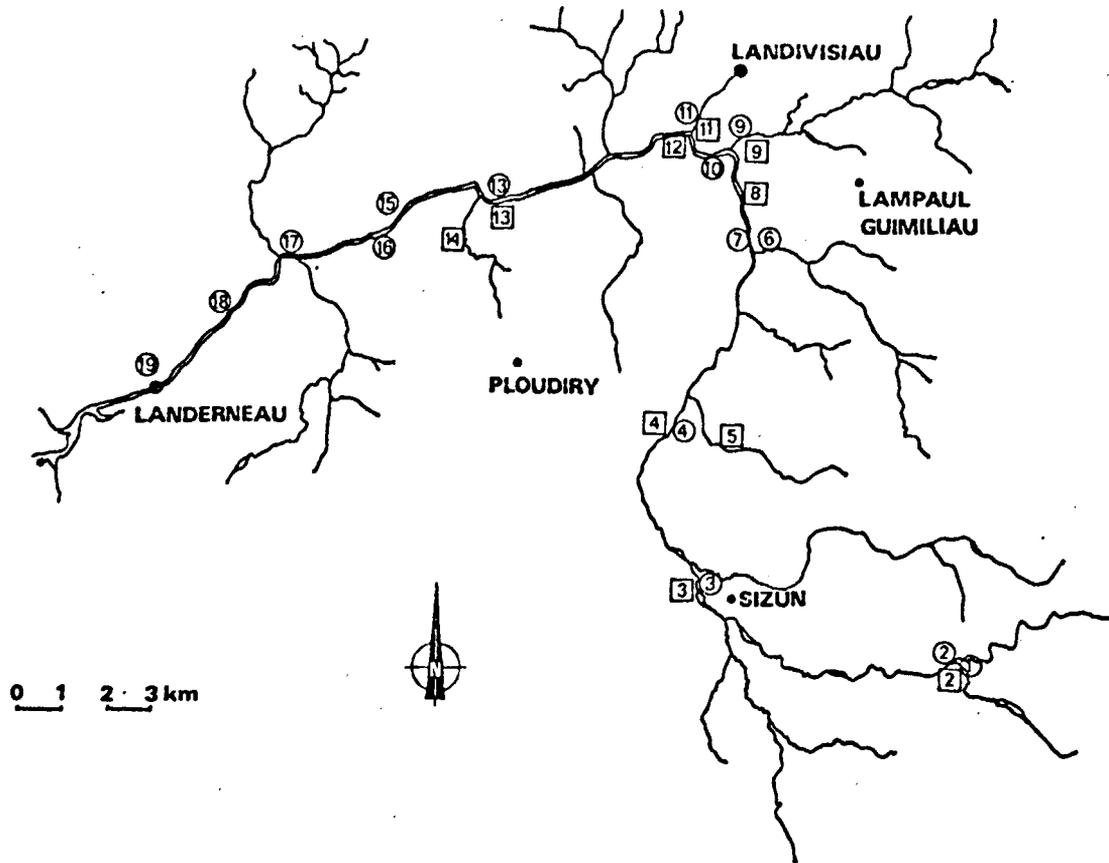


Figure 3 : emplacement des points de prélèvements

- cycle 76-77
- cycle 74-75

Tableau 3
Récapitulatif des points de prélèvement

Points de prélèvement	N° sur la carte	Cycle d'étude		Distance de l'estuaire (en km)	Emplacement précis	Durée de la période de prélèvement (en mois)	Nombre d'analyses
		1974-75	1976-77				
RETENUE DU DRENNEC	①		x	51	Directement derrière le barrage (surface)	7	4
LE DRENNEC	②	x		51	Sous le pont du Drennec	2	3
	②		x	51		10	7
SIZUN	③	x		44,5	Sous le pont de Sizun, route Sizun - Le Faou	12	9
	③		x	43,5	Sous le pont de la route Sizun - Landerneau	11	8
PEN-AR-FERS	④	x		38	Dans l'Elorn en face de la microcentrale	12	11
	④		x	38		10	7
DOUR-AR-MEN-GLAS	⑤	x		37	Confluence de cet affluent de la rive droite	7	8
DOURCAME	⑥		x	32,5	Confluence de cet affluent de la rive droite	3	2
ELORN en face de la confluence du Dourcame	⑦		x	32,5	Face à la confluence du Dourcame	2	2
MILIN-GREIS	⑧	x		31	Directement en amont du barrage du petit moulin	1	2
LE QUILLIVARON	⑨	x		30	Zone de rejet Lampaul-Guimiliau, partie moyenne et confluence	4	5
	⑨		x	30	Confluence de cet affluent de la rive droite	10	7
PONT DE LANDIVISIAU	⑩		x	29,8	Sous le pont à 100 m de la confluence du Quillivaron	2	2
LE RUISSEAU DE LA MONTAGNE (ou DE LANDIVISIAU)	⑪	x		28,8	Confluence et zone industrielle de Landivisiau	2	4
	⑪		x	28,8	Confluence de cet affluent de la rive droite	11	8
ZONE DE MELANGE ELORN - RUISSEAU DE LA MONTAGNE	⑫	x		28,8	20 m en aval de la confluence du ruisseau de la montagne, près de la rive droite	11	8
KERFAVEN	⑬	x		23,5	En face de la confluence du ruisseau du Saint Jean	8	5
	⑬		x	23,5		10	7
LE SAINT JEAN	⑭	x		23,5	Confluence de cet affluent de la rive gauche	6	4
RETENUE DE PONT-CHRIST	⑮		x	21,5	Directement en amont du barrage de la retenue (surface)	3	2
LA FONDERIE	⑯		x	21,0	Directement en amont du barrage de la minoterie de la Roche blanche	10	6
LA ROCHE-MAURICE	⑰		x	18,5	En face de la confluence du Morbig	2	2
OZONE	⑱		x	17	200 m en aval de la station de traitement de Pont-arbled	10	7
LANDERNEAU	⑲		x	15	Sous le pont du Voas-Glaz	11	8

4. MODALITES D'ECHANTILLONNAGE ET METHODES D'ANALYSES EMPLOYEES

4.1. Echantillonnage

Les échantillons ont été prélevés généralement le matin, puis portés dans les deux à trois heures au laboratoire d'analyses (Laboratoire d'Océanographie Chimique de l'UBO pour le cycle 1974-1975, Laboratoire de Chimie et molysmologie du COB pour le cycle 1976-1977).

Les échantillons d'oxygène dissous et d'ammonium sont stabilisés sur le terrain par addition de réactifs.

Les mesures de pH sont effectuées dès l'arrivée au laboratoire.

Les échantillons prévus pour l'analyse des sels nutritifs sont maintenus au frais et à l'obscurité puis placés au congélateur dès l'arrivée au laboratoire.

4.2. Méthodes de mesures et d'analyses

4.2.1. La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre de laboratoire.

La précision des mesures est de l'ordre de $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$.

4.2.2. Le pH est mesuré, dès le retour au laboratoire, à l'aide d'un pH mètre TACUSSEL TS4N ou PHN75 préalablement étalonné.

La précision de la mesure peut être estimée à $\pm 0,1$ unité de pH.

4.2.3. L'oxygène dissous est analysé par la méthode de WINKLER (réactifs préparés d'après STRICKLAND et PARSONS (1972) pour le cycle 1974-1975 et d'après CARPENTER (1965) (Manuel d'analyse du RNO, 1977) pour le cycle 1976-1977).

Après addition, sur le terrain, des deux premiers réactifs, les échantillons sont stockés jusqu'à l'analyse. Celle-ci s'effectue, après acidification, par dosage de l'iode libérée à l'aide de thiosulfate en présence d'amidon.

La précision des dosages est de l'ordre de ± 2 à 3% dans les conditions d'analyse.

La présence de nitrite perturbe l'analyse au delà de $50\ \mu\text{g/l}$ d'azote. Ce seuil est parfois dépassé et dans ces conditions il peut s'ensuivre une légère surestimation de la teneur en oxygène dissous (le virage est difficile à apprécier et se trouve déplacé car il y a régénération constante d'iode et de nitrite en présence de l'oxygène de l'air). A partir du 9 février 1977, les réactifs ont été additionnés d'azoture de sodium destiné à éliminer cette interférence.

4.2.4. Pourcentage d'oxygène par rapport à la saturation

Ce pourcentage a été calculé à partir des données de MORTIMER d'après la norme AFNOR NF.T90-032 d'avril 1975. Il dépend de la température. On a également tenu compte de l'altitude pour les points situés les plus en amont (correction de la pression atmosphérique normale).

La précision sur ce paramètre est estimée à ± 3 à 5 %.

4.2.5. DBO₅ : la Demande Biochimique en Oxygène est déterminée après cinq jours d'incubation, en flacon de verre rodé, à l'abri de la lumière et de l'oxygène atmosphérique. Le taux d'oxygène dissous est alors mesuré à nouveau par la méthode de WINKLER.

La DBO₅ est obtenue par différence entre la quantité d'oxygène dissous initiale présente dans l'eau et la quantité trouvée après cinq jours.

La précision dépend de celle de l'analyse de l'oxygène dissous et peut être estimée à $\pm 0,2$ à 0,4 mg/l.

4.2.6. Nitrite, nitrate, phosphate

Pour ces sels nutritifs, le prélèvement est effectué en flacon de polyéthylène. Ces trois paramètres ont été analysés par les méthodes automatiques décrites par TREGUER et LE CORRE (1975) pour l'eau de mer ; les méthodes sont applicables à l'eau douce en respectant certaines modalités (dilutions, étalonnage en eau douce).

Les nitrites sont dosés selon la méthode de base de BENSCHNEIDER et ROBINSON (1952) d'après la réaction de GRIESS : le diazoïque formé avec la sulfamilamide réagit avec le N-naphtyl-éthylène diamine pour former un colorant rose absorbant à 543 nm.

La précision est de ± 2 % ; la sensibilité est très grande : 0,2 $\mu\text{gN/l}$, mais les résultats sont cependant tous arrondis à ± 1 $\mu\text{g/l}$ près.

Les nitrates sont réduits en nitrites sur colonne de cadmium/cuivre puis dosés selon le procédé décrit pour les nitrites. La précision est de ± 2 % environ.

Les phosphates sont analysés par la méthode de MURPHY et RILEY (1962) appliquée à l'analyse automatique : le complexe formé après réaction avec l'ion molybdate est réduit par l'acide ascorbique pour donner un colorant bleu absorbant à 885 nm. La précision est de $\pm 0,002$ mg/l et 4 % au delà de 0,050 mgP/l.

4.2.7. L'ammonium (NH_4^+ + NH_3) est analysé par la méthode de KOROLEFF (1970) : par réaction avec l'hypochlorite puis le phénol il y a formation de bleu d'indophénoI absorbant à 630 nm.

Les réactifs sont ajoutés sur le terrain, immédiatement après le prélèvement afin d'éviter les modifications de la concentration.

La lecture de densité optique est faite au moins six heures après l'addition des réactifs.

La précision est de ± 3 à 5 %. La réaction ne suit plus exactement la loi de BEER-LAMBERT pour les concentrations supérieures à 1,5 mgN/l environ. Au delà de cette valeur, il faut donc considérer que la concentration réelle est encore plus élevée que ne l'indique le résultat.

5. RESULTATS

5.1. Température de l'eau (cf. fig. 4)

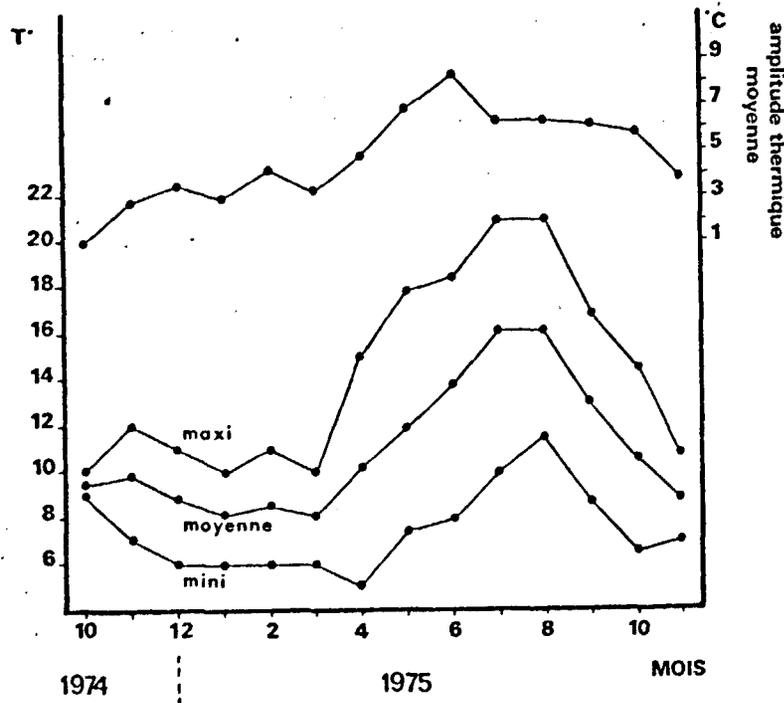


Figure 4 : variations mensuelles de la température et de l'amplitude thermique

Deux catégories de données ont été obtenues :

- d'une part celles fournies par un thermographe enregistreur installé pendant le cycle 1974-1975 sur un affluent de l'Elorn (le Dour-Ar-Men-Glas),
- d'autre part celles obtenues par des mesures ponctuelles au moment des prélèvements et qui dépendront en grande partie de l'heure à laquelle le prélèvement a été effectué.

Pendant le cycle d'étude 1974-1975, la température moyenne a varié de 8°C (janvier) à 16°C (juillet et août). Le minimum a été observé en avril (5°C) et le maximum en juillet et août (21°C).

L'amplitude thermique moyenne mensuelle (moyenne des amplitudes hebdomadaires) va de 3°C (janvier) à 8°C (juin).

Durant le cycle 1976-77, le minimum observé était de 5°C en décembre 1976 et le maximum observé de 19°C en juillet 1977 à 19 h.

5.2. pH (cf. fig. 5)

5.2.1. Elorn

5.2.1.1. Cycle 1974-1975

a) Profil en long

Les courbes montrent une diminution du pH du Drennec à Sizun mais celle-ci n'est en fait qu'apparente car les valeurs moyennes sont obtenues sur des périodes distinctes.

Si on se reporte aux courbes de fluctuations mensuelles (cf. Drennec, Sizun), on note pour les mêmes mois des valeurs de pH voisines, ce qui semble indiquer une constance du pH sur cette zone.

De Sizun jusqu'à Kerfaven, dernier point de prélèvement, on note une légère augmentation du pH (6,8 à 7,2).

b) Fluctuations mensuelles

Sur les sites où des relevés fréquents ont été effectués (cf. Sizun, Pen-Ar-Fers), on note des variations mensuelles sensibles (amplitude maximum observée de 0,8 unité pH).

Sur ces deux points de prélèvements, on observe une diminution pendant l'hiver suivie d'une augmentation et d'un maximum en fin de printemps - début d'été puis d'une diminution vers le mois de juillet.

On peut noter à Pen-Ar-Fers une augmentation du pH au mois d'août qui n'est pas recensée à Sizun.

5.2.1.2. Cycle 1976-1977

a) Profil en long

Du Drennec à Sizun, le pH augmente de manière très sensible (6,2 à 6,7).

Puis de Sizun à Landivisiau, il se stabilise (6,6 à 6,7) et augmente régulièrement sur le cours inférieur jusqu'à Landerneau où il atteint la valeur de 7 unités pH.

On peut noter d'autre part que la valeur moyenne du pH durant le cycle 1974-1975 a été plus élevée que celle recensée en 1976-1977 (7,09 contre 6,7).

b) Fluctuations mensuelles

L'allure générale des courbes de variations mensuelles est sensiblement identique sur tout le cours et identique à celles du cycle 1974-1975 : valeurs plus faibles en hiver, puis remontée du pH en début de printemps avec un maximum en fin de printemps et début d'été suivi d'une chute en juillet.

L'amplitude maximum observée a été de 0,6 unité pH.

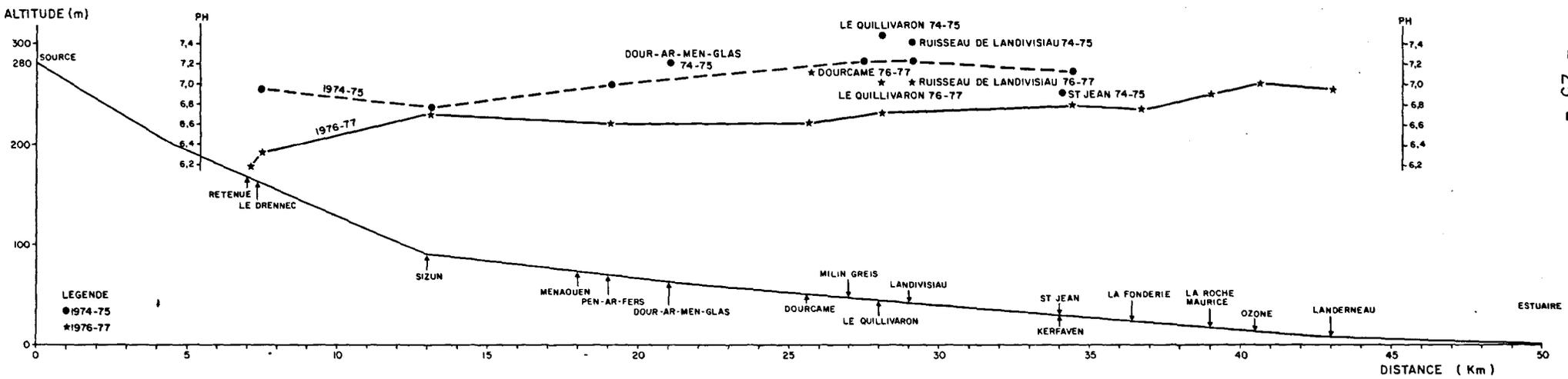
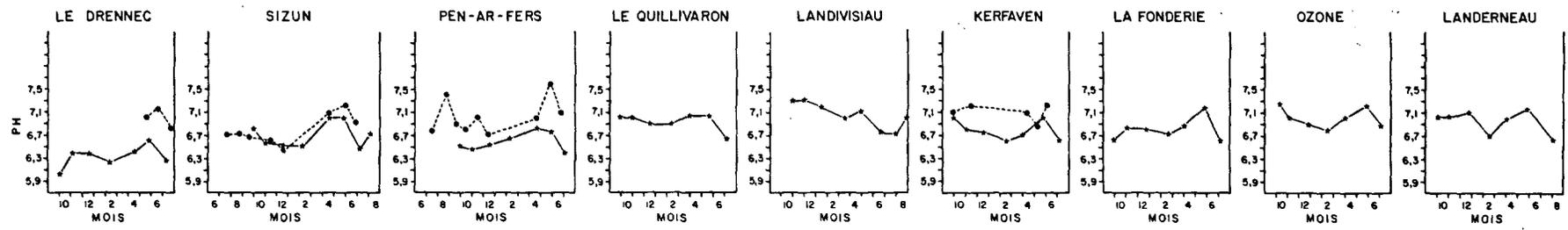


Fig. 5 : Variations du pH sur l'Elorn

5.2.2. Affluents

5.2.2.1. Le Dour-Ar-Men-Glas (cycle 1974-1975)

Son pH est supérieur de 0,2 unité pH en moyenne à celui recensé à Pen-Ar-Fers, point de prélèvement situé sur l'Elorn à proximité de la confluence.

5.2.2.2. La Dourcame (Cycle 1976-1977)

Son pH est plus élevé que celui de l'Elorn à la confluence (7,1 contre 6,6).

5.2.2.3. Le Quillivaron (cycle 1974-1975 et cycle 1976-1977)

On relève durant le cycle 1974-1975, un pH notablement supérieur à celui observé en 1976-1977 (7,5 contre 7,0).

Il est d'autre part, durant les deux cycles d'observation, supérieur de 0,3 unité pH à celui de l'Elorn pris 100 m en dessous de la confluence.

Durant le cycle 1976-1977, le pH est resté à peu près stable sauf en juillet où l'on note une nette diminution.

5.2.2.4. Le ruisseau de la montagne (cycle 1974-1975 et cycle 1976-1977)

Ainsi que sur le Quillivaron, le pH moyen en 1974-1975 a été supérieur à celui de 1976-1977 (7,5 contre 7,0) et durant les deux cycles d'observations la valeur du pH a été supérieure de 0,2 à 0,3 unité suivant le cycle à celle observée sur l'Elorn.

D'octobre 1976 à juillet 1977, on observe une diminution régulière du pH suivie d'une légère remontée en août.

5.2.2.5. Le Saint Jean (cycle 1974-1975)

En moyenne, il possède un pH inférieur à celui observé sur l'Elorn à la confluence (6,9 contre 7,1 à Kerfaven).

5.3. Concentration en oxygène dissous et pourcentage par rapport à la saturation (cf. fig. 6)

La comparaison entre les différents sites de prélèvements situés le long du cours ne peut se faire de manière rigoureuse qu'en tenant compte du pourcentage d'oxygène dissous par rapport à la saturation.

En effet, comme la période de prélèvement n'est pas la même en tous les points, les variations de la teneur en oxygène dissous peuvent être influencées par les différences de température existant entre les périodes de prélèvements.

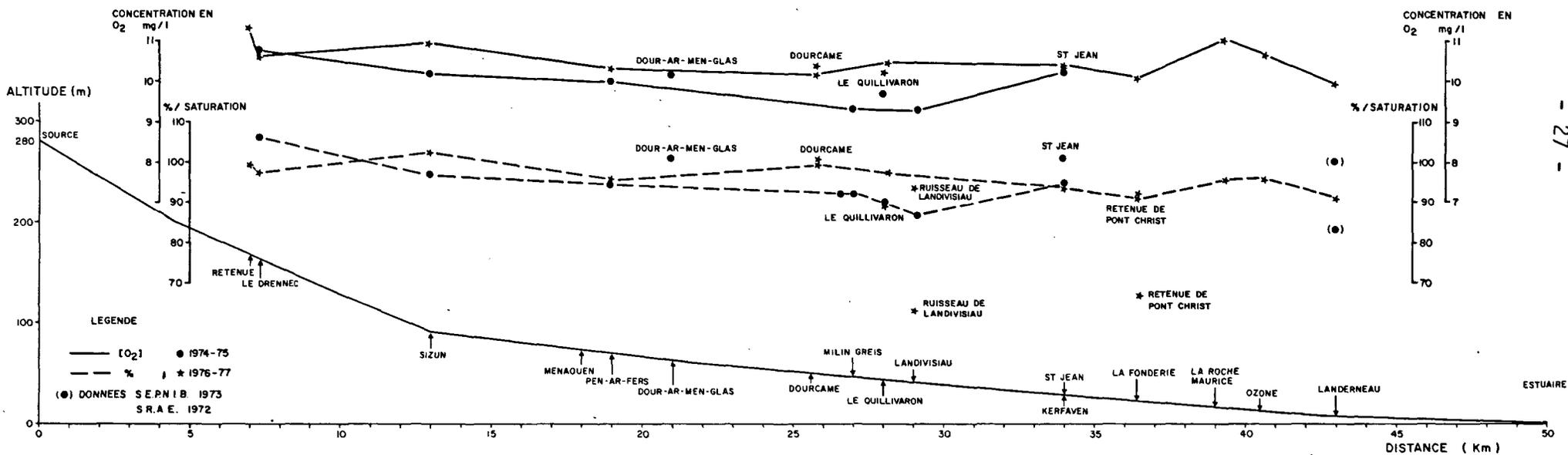
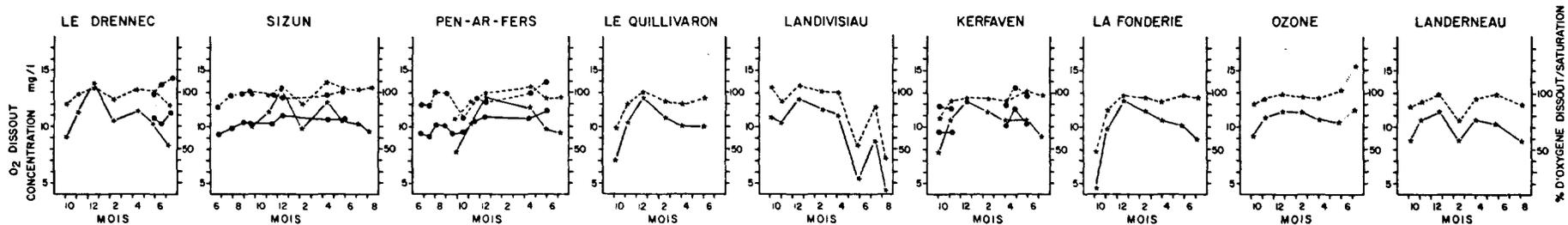


Fig. 6 : Variations de l'oxygène dissout sur l'Elorn

5.3.1. Elorn

5.3.1.1. Cycle 1974-1975

a) Profil en long

La variation moyenne de la concentration en oxygène dissous le long du cours est relativement faible (9,2 mg/l à 10,6 mg/l).

Bien que diminuant du Drennec jusqu'à la fin du cours moyen, le pourcentage d'oxygène reste voisin de la saturation (105 % à 93 %).

Il diminue nettement après la confluence du Quillivaron et surtout après celle du ruisseau de la montagne (80 %) puis remonte à Kerfaven (milieu du cours inférieur) au voisinage de la saturation.

b) Fluctuations mensuelles

Sur les deux sites de prélèvement régulièrement observés (Sizun et Pen-Ar-Fers) la concentration en oxygène dissous ne varie pas de manière importante au cours de l'année.

L'écart maximum observé est de 2 à 2,5 mg/l soit 20 à 25 % de la concentration moyenne en oxygène dissous.

A Sizun, le pourcentage d'oxygène dissous est relativement stable au cours de la période de prélèvement (90 % à 100 %) par contre à Pen-Ar-Fers il est plus variable (80 % à 110 %).

5.3.1.2. Cycle 1976-1977

a) Profil en long

Le long du cours la concentration moyenne en oxygène dissous est comprise entre 10 et 11 mg/l.

Le pourcentage décroît globalement du Drennec à l'estuaire.

Il est compris entre 100 et 95 % sur le cours supérieur et moyen et entre 95 % et 90 % sur le cours inférieur.

b) Fluctuations mensuelles

Schématiquement, on constate en tous les points une montée de la concentration en oxygène dissous à l'automne qui passe par un maximum en hiver puis la concentration diminue au cours du printemps et de l'été.

Le pourcentage d'oxygène dissous reste relativement stable durant la période d'analyse sur le cours supérieur mais l'amplitude de la variation augmente sur le cours moyen (à partir de Pen-Ar-Fers) et sur le cours inférieur.

5.3.2. Affluents

5.3.2.1. Le Dour-Ar-Men-Glas (cycle 1974-1975)

La concentration en oxygène dissous et le pourcentage par rapport à la saturation sont en moyenne supérieurs à ceux de l'Elorn observés non loin de la confluence (10,2 contre 10 mg/l et 100 % contre 95 %).

5.3.2.2. La Dourcame (cycle 1976-1977)

La concentration en oxygène dissous reste toujours proche de la saturation.

5.3.2.3. Le Quillivaron (cycles 1974-1975 et 1976-1977)

Si en moyenne, les valeurs de la concentration et du pourcentage en oxygène dissous restent relativement proches de celles observées sur l'Elorn à proximité de la confluence, les fluctuations de ces deux paramètres sont par contre beaucoup plus importantes sur le Quillivaron (7 mg/l ; 70 % le 10/76 à 12,5 mg/l ; 100 % le 12/76).

5.3.2.4. Le ruisseau de la montagne (cycle 1976-1977)

La concentration et le pourcentage en oxygène dissous sont en moyenne très inférieurs à ceux observés sur l'Elorn à proximité de la confluence (7,3 mg/l ; 63 % contre 10,4 mg/l ; 97 %).

Du début à la fin de la période d'étude on observe une diminution quasi régulière des valeurs de ces deux paramètres.

Le maximum est observé en décembre 1976 (10,4 mg/l ; 87 %) et les valeurs minima en mai 1977 (3,5 mg/l ; 34 %) et en août 1977 (2,1 mg/l ; 22 %).

5.3.2.5. Le Saint Jean (cycle 1974-1975)

La concentration en oxygène dissous reste voisine de celle observée sur l'Elorn à la confluence mais le pourcentage en oxygène dissous est supérieur à celui observé sur l'Elorn et en moyenne égal à la saturation.

5.4. La demande biochimique en oxygène (cf. fig. 7)

5.4.1. Elorn

5.4.1.1. Cycle 1974-1975

a) Profil en long

Sur le cours supérieur et moyen la demande biochimique reste faible et comprise entre 1 et 2 mg/l en moyenne.

En aval de la confluence du ruisseau de la montagne, sa valeur augmente de manière importante et reste élevée sur le cours inférieur (entre 3 et 4 mg/l).

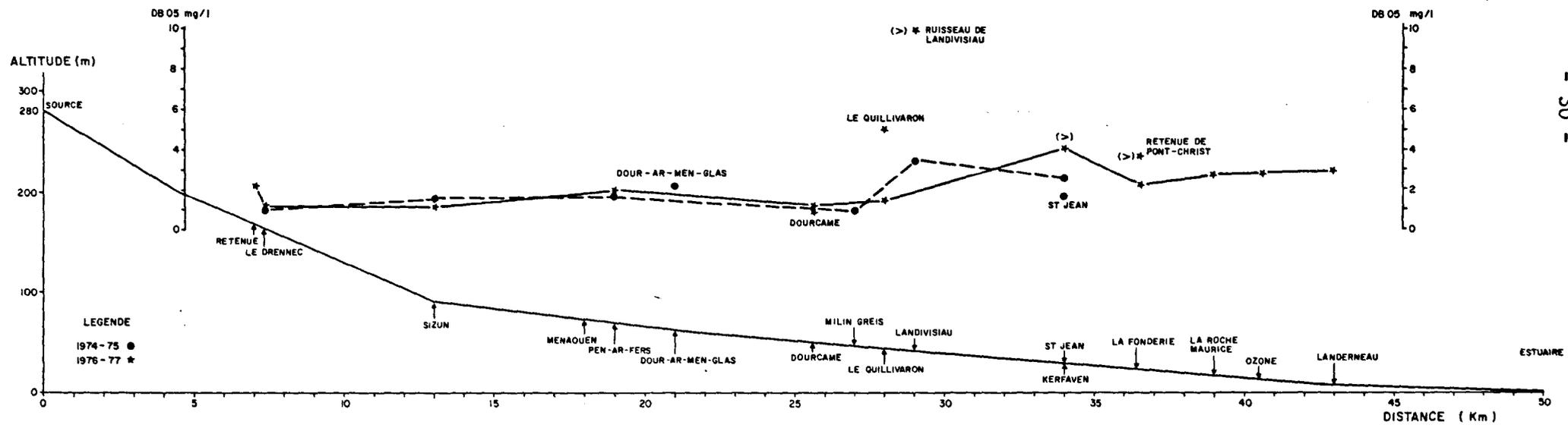
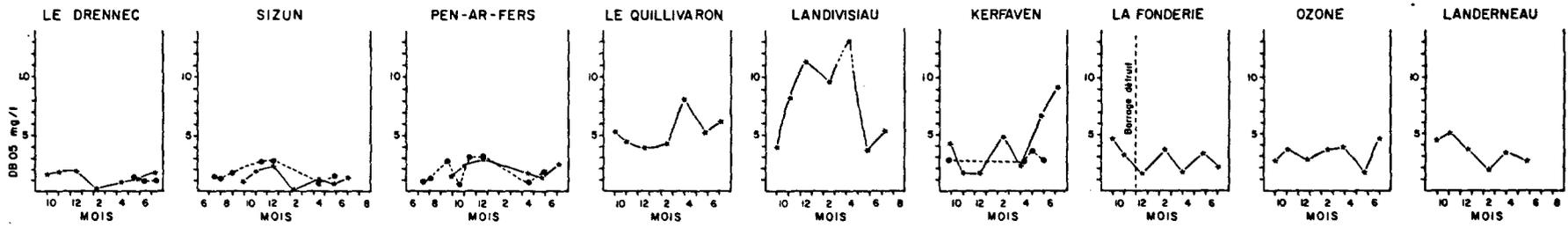


Fig. 7 : Variations de la DBO₅ sur l'Elorn

b) Fluctuations mensuelles

On note une augmentation de la demande biochimique au cours de l'automne avec un maximum atteint en hiver (3 mg/l) puis une diminution au cours du printemps et de l'été (cf. Sizun et Pen-Ar-Fers).

5.4.1.2. Cycle 1976-1977

a) Profil en long

Sur le cours supérieur et moyen, les valeurs moyennes sont du même ordre de grandeur que celles recensées durant le cycle d'étude précédent (1 à 2 mg/l).

Par contre sur le cours inférieur on observe une augmentation notable de la demande biochimique par rapport au cycle 1974-1975, en particulier à Kerfaven où elle est en moyenne supérieure à 4 mg/l.

La valeur de ce paramètre diminue légèrement par la suite et reste voisine de 3 mg/l jusqu'à Landerneau.

b) Fluctuations mensuelles

Sur le cours moyen et supérieur (cf. Drennec, Sizun, Pen-Ar-Fers), l'évolution observée est identique à celle du cycle précédent. On observe, cependant, en fin de cycle (juin-juillet) une tendance à la montée de la demande biochimique.

Sur le cours inférieur, les variations sont plus complexes et présentent des oscillations plus aléatoires qui ne semblent pas dépendre entièrement des saisons.

5.4.2. Affluents

5.4.2.1. Le Dour-Ar-Men-Glas (cycle 1974-1975)

La demande biochimique atteint en moyenne une valeur comparable à celle observée sur l'Elorn à proximité de la confluence (2,2 mg/l pour 1,7 mg/l à Pen-Ar-Fers).

5.4.2.2. La Dourcame (cycle 1976-1977)

Les demandes biochimiques en oxygène sont inférieures à celles recensées sur l'Elorn à la même époque.

5.4.2.3 Le Quillivaron (cycle 1976-1977)

La valeur moyenne est supérieure à celle observée sur l'Elorn 100 m après la confluence (4,5 mg/l contre 1,5 mg/l sur l'Elorn).

On constate une augmentation de la demande biochimique au printemps et en été. La valeur minimum est observée en début d'hiver (4 mg/l au mois de décembre 1976) et la valeur maximum au printemps (8 mg/l au mois d'avril 1977).

5.4.2.4. Le ruisseau de la montagne (cycle 1976-1977)

Le point moyen observé est très nettement sous estimé (1) et l'on peut admettre que la demande biochimique est au moins dix fois supérieure à celle du cours de l'Elorn directement en amont.

Les teneurs atteintes sont très importantes (23,5 mg/l en avril) et les valeurs les plus basses observées sont voisines de 4 mg/l (septembre 1976) ce qui est déjà très important.

5.4.2.5. Le Saint Jean (cycle 1974-1975)

La demande biochimique est inférieure à celle observée sur l'Elorn à proximité de la confluence (2 mg/l pour 4 mg/l au moins à Kerfaven).

5.5. Les nitrates (cf. fig. 8)

5.5.1. Elorn

5.5.1.1. Cycle 1974-1975

a) Profil en long

Globalement, on constate de l'amont vers l'aval une augmentation de la teneur moyenne des nitrates.

Du Drennec jusqu'à Menaouen, la concentration est voisine de 1,8 mg/l N. A partir de Pen-Ar-Fers, la teneur s'élève à 2,3 mg/l N jusqu'à Milin-Greis puis sur le cours inférieur de Landivisiau à Kerfaven, on note une augmentation aux environs de 3,5 mg/l N.

b) Fluctuations mensuelles

Sur les deux sites (cf. Sizun et Pen-Ar-Fers) suivis régulièrement de juin à décembre 1974, on constate une augmentation des concentrations de juin à août suivie d'une rapide diminution en septembre puis d'une augmentation progressive durant l'automne.

La valeur minimum observée est de 0,7 mg/l N en juin et les valeurs maxima sont de 3 mg/l (Sizun) et 3,6 mg/l N (Pen-Ar-Fers) en décembre.

5.5.1.2. Cycle 1976-1977

a) Profil en long

On note ainsi qu'au cycle précédent une augmentation progressive de la concentration moyenne en nitrates du Drennec à Landerneau (2 mg/l à 4,5 mg/l N).

Les fluctuations observées le long du cours ne sont en fait qu'apparentes car elles ne sont dues qu'à un nombre d'observations différent suivant les sites de prélèvement.

.../...

(1) Certains échantillons n'ont pas été dilués.

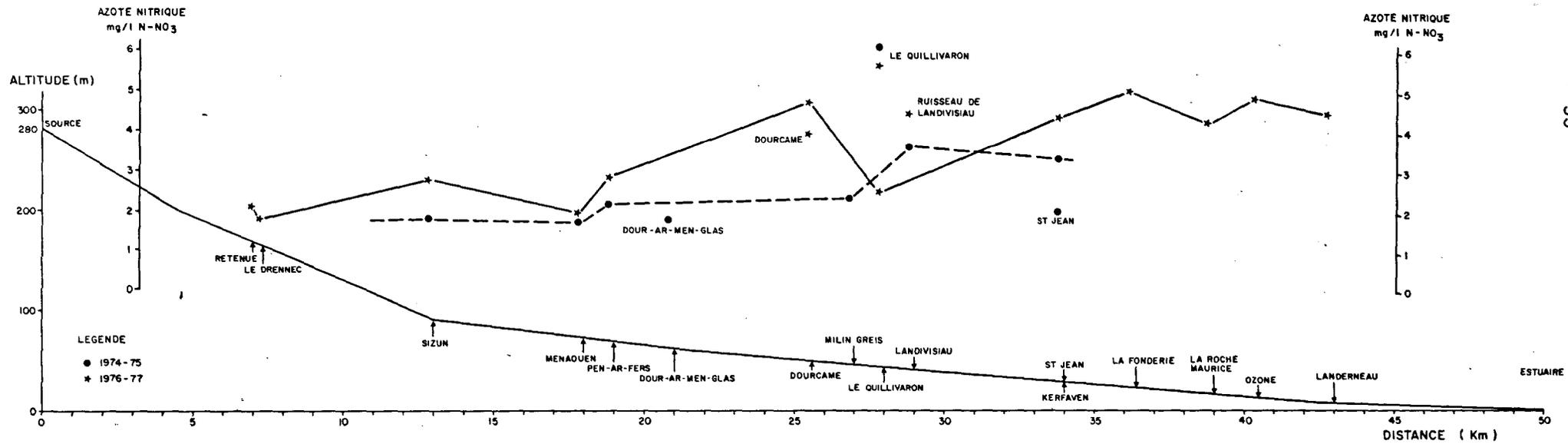
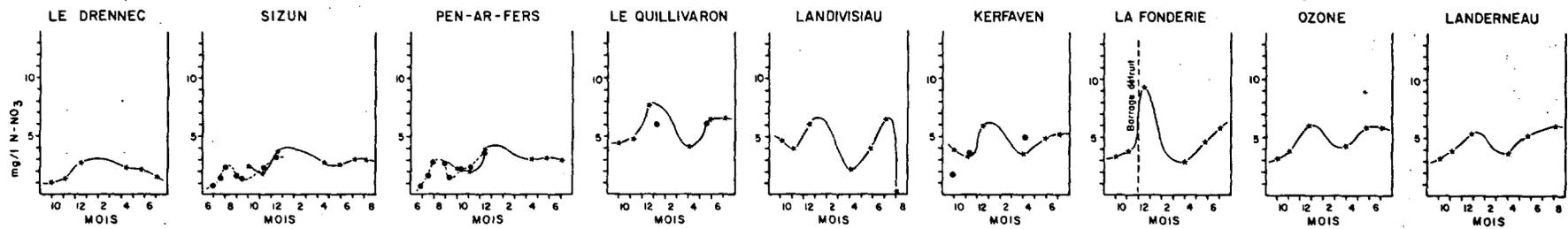


Fig. 8 : Variations de l'azote nitrique sur l'Elorn

Par exemple, si l'on compare les valeurs recensées à Sizun et celles observées à 100 m en dessous de la confluence du Quillivaron à la même époque, on note des teneurs sur ce dernier site systématiquement plus élevées qu'à Sizun.

D'une façon générale, les concentrations moyennes observées pendant ce cycle ont été supérieures à celles observées durant le cycle précédent. Cette augmentation des teneurs est due en grande partie à une augmentation des concentrations durant l'été 1977 par rapport à celles de l'été 1974.

b) Fluctuations mensuelles

Les concentrations présentent en tous les points une augmentation à l'automne (avec toutefois un minimum peu marqué début novembre en quelques endroits). L'accroissement observé est de 2 à 3 mg/l durant cette saison.

Dans la seconde partie du cycle (printemps-été) on distingue :

- d'une part le cours supérieur et moyen où la concentration varie peu et décroît même légèrement (ex. : le Drennec),
- d'autre part le cours inférieur où les teneurs sont en augmentation d'avril à août.

Les amplitudes annuelles sont d'environ 2 mg/l du Drennec à Pen-Ar-Fers et de 3 mg/l sur le cours inférieur avec une variation maximum de 6 mg/l au lieu-dit la Fonderie.

5.5.2. Affluents

5.5.2.1. Le Dour-Ar-Men-Glas (cycle 1974-1975)

La teneur moyenne de 1,7 mg/l N est légèrement inférieure à celle observée sur l'Elorn à proximité de la confluence (2 mg/l N). La variation maximum observée va de 0,6 à 3,4 mg/l N.

5.5.2.2. La Dourcame (cycle 1976-1977)

Les teneurs en nitrate relevées sont supérieures à celles observées sur le cours moyen de l'Elorn à la même époque (3,57 mg/l N-NO₃ contre 2,21 mg/l N-NO₃ le 29/09/76 et 4,37 mg/l N-NO₃ contre 1,92 mg/l N-NO₃ le 05/11/76).

5.5.2.3. Le Quillivaron (cycle 1976-1977)

La valeur moyenne observée (5,6 mg/l N) est environ deux fois plus forte que celle observée sur l'Elorn 100 m en dessous de la confluence.

Les fluctuations ont une allure similaire à celle observée sur le cours inférieur de l'Elorn.

Le minimum est observé en septembre-octobre (4,1 mg/l) et le maximum en décembre (7,7 mg/l).

5.5.2.4. Le ruisseau de la montagne (cycle 1976-1977)

La moyenne des teneurs observées (4,5 mg/l N) est inférieure à celle du Quillivaron et proche de celle du cours inférieur de l'Elorn.

L'allure générale de la courbe de variation est similaire à celles du Quillivaron et du cours inférieur de l'Elorn si l'on excepte la valeur exceptionnellement basse du mois d'août (0,19 mg/l N).

Pendant la période de prélèvement les valeurs fluctuent de 0,19 mg/l N à 6,4 mg/l N.

5.5.2.5. Le Saint Jean (cycle 1974-1975)

La teneur moyenne de 2,0 mg/l N est inférieure à celle de l'Elorn observée à Kerfaven (3,5 mg/l N).

Les valeurs fluctuent de 1,5 mg/l N à 3,0 mg/l N durant la période d'étude.

5.6. Les nitrites (cf. fig. 9)

5.6.1. Elorn

5.6.1.1. Cycle 1974-1975

a) Profil en long

Sur le cours supérieur, les concentrations relevées sont faibles (0,005 mg/l N) puis elles augmentent sur le cours moyen (0,02 mg/l à 0,04 mg/l N) et deviennent relativement élevées en aval de la confluence du ruisseau de la montagne (0,08 mg/l N). Elles diminuent ensuite, en aval de Kerfaven, à une concentration voisine de celle du cours moyen.

b) Fluctuations mensuelles

A Sizun, bien que l'on constate des variations relatives fortes liées aux faibles concentrations recensées, la différence entre les valeurs extrêmes est très modérée (0,001 à 0,015 mg/l N).

A Pen-Ar-Fers, les variations relatives sont du même ordre de grandeur mais l'amplitude est plus importante (valeurs extrêmes : 0,005 à 0,045 mg/l N).

5.6.1.2. Cycle 1976-1977

a) Profil en long

Comme au cycle précédent, on note une augmentation progressive relativement forte depuis le Drennec jusqu'à l'estuaire (0,005 mg/l à 0,05-0,06 mg/l N).

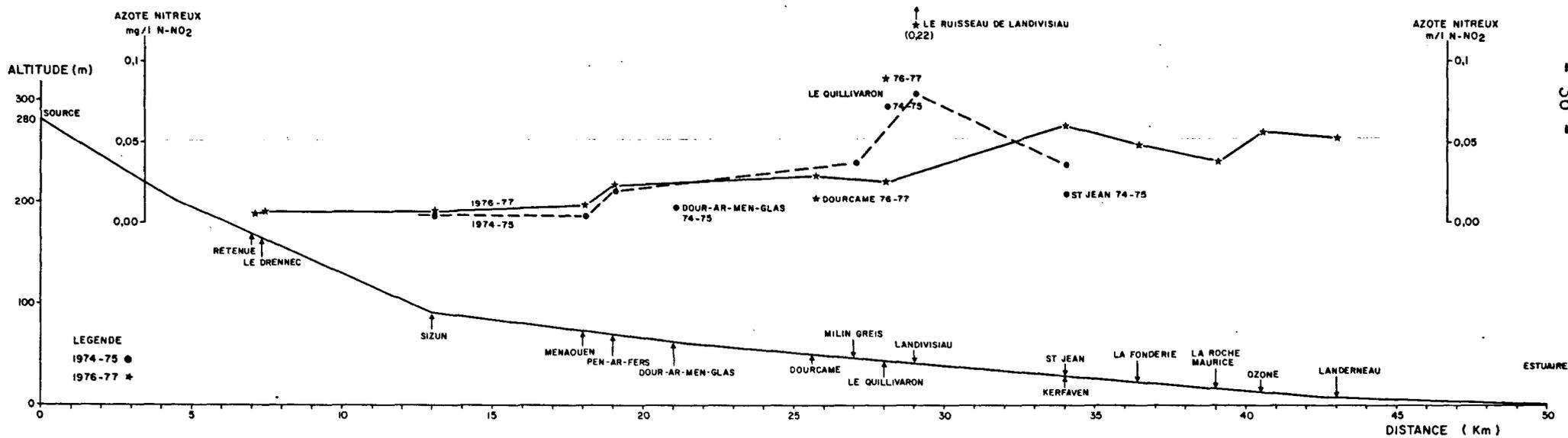
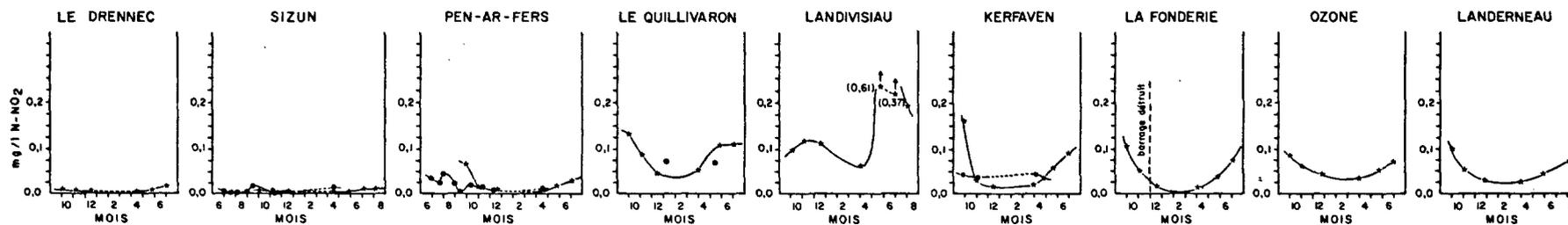


Fig. 9 : Variations de l'azote nitreux sur l'Elorn

b) Fluctuations mensuelles

Sur le cours supérieur, on observe des variations relatives assez marquées mais la différence entre les valeurs extrêmes est faible (0,002 à 0,013 mg/l N).

Sur le cours moyen et inférieur, les courbes de variations présentent en tous les points une allure similaire :

- diminution progressive pendant l'automne,
- valeurs basses pendant l'hiver,
- remontée progressive durant le printemps et l'été.

L'amplitude des variations est forte (valeurs extrêmes : 0,005 à 0,066 mg/l N à Pen-Ar-Fers ; 0,015 à 0,157 mg/l N à Kerfaven).

5.6.2. Affluents

5.6.2.1. Le Dour-Ar-Men-Glas (cycle 1974-1975)

La concentration moyenne reste très basse (0,007 mg/l N) et similaire à celle du cours supérieur.

La valeur minimum observée est de 0,001 mg/l N (septembre 1974) et la valeur maximum de 0,012 mg/l N (juillet et novembre 1974).

5.6.2.2. La Dourcame (cycle 1976-1977)

Les concentrations restent basses (0,013 mg/l N) et du même ordre de grandeur que celles observées sur le cours moyen de l'Elorn.

5.6.2.3. Le Quillivaron (cycle 1976-1977)

La teneur en nitrite est nettement supérieure à celle de l'Elorn 100 m en dessous de la confluence (0,09 mg/l N contre 0,02 mg/l N).

Les variations observées sont identiques à celles du cours inférieur de l'Elorn (cf. fluctuations annuelles 1976-1977).

La valeur minimum observée est de 0,05 mg/l N (hiver) et la valeur maximum est de 0,13 mg/l N (été).

5.6.2.4. Le ruisseau de la montagne (cycle 1976-1977)

La valeur moyenne est la plus élevée de celle recensée sur le bassin versant de l'Elorn (0,22 mg/l N).

Les variations observées sont très différentes de celles observées sur l'Elorn. Les valeurs maxima sont observées en début de printemps (0,61 mg/l N).

.../...

5.6.2.5. Le Saint Jean (cycle 1974-1975)

La valeur moyenne observée est de 0,014 mg/l N. Elle est inférieure à celle observée à la même époque à Kerfaven (0,04 mg/l N).

D'août 1974 à avril 1974, on note une montée régulière des nitrites de 0,001 à 0,035 mg/l N.

5.7. Azote ammoniacal (cf. fig. 10)

5.7.1. Elorn

5.7.1.1. Cycle 1974-1975

a) Profil en long

Si l'on excepte le point de prélèvement situé en aval du confluent du ruisseau de la montagne, les concentrations restent relativement basses (0,003 à 0,053 mg/l N) et tendent à s'accroître de l'amont vers l'aval.

En aval du ruisseau de la montagne, la concentration est d'environ 0,25 mg/l N soit nettement plus forte que sur le reste du cours.

b) Fluctuations mensuelles

A Sizun, la concentration décroît régulièrement de septembre 1974 (0,017 mg/l N) à fin mai 1975 (0,003 mg/l N).

A Pen-Ar-Fers, des fluctuations plus importantes sont enregistrées avec un maximum de 0,11 mg/l en novembre 1974 suivies d'une diminution progressive jusqu'à fin mai (0,005 mg/l N).

A Kerfaven, on observe également un maximum en novembre 1974 (0,19 mg/l N) puis une stagnation au printemps 1975 à une concentration voisine de 0,025 mg/l N.

5.7.1.2. Cycle 1976-1977

a) Profil en long

On constate sur le cours moyen et supérieur une augmentation importante de la teneur en azote ammoniacal par rapport à celle observée pendant le cycle précédent.

Les concentrations sont comprises entre 0,1 et 0,25 mg/l N.

Au Drennec, les valeurs moyennes font apparaître une concentration plus faible dans la retenue qu'en aval de celle-ci.

Cependant, l'analyse des données mensuelles montre que si l'on ne tient compte que des mesures effectuées aux mêmes dates, la concentration dans la retenue est systématiquement plus élevée qu'à son aval immédiat.

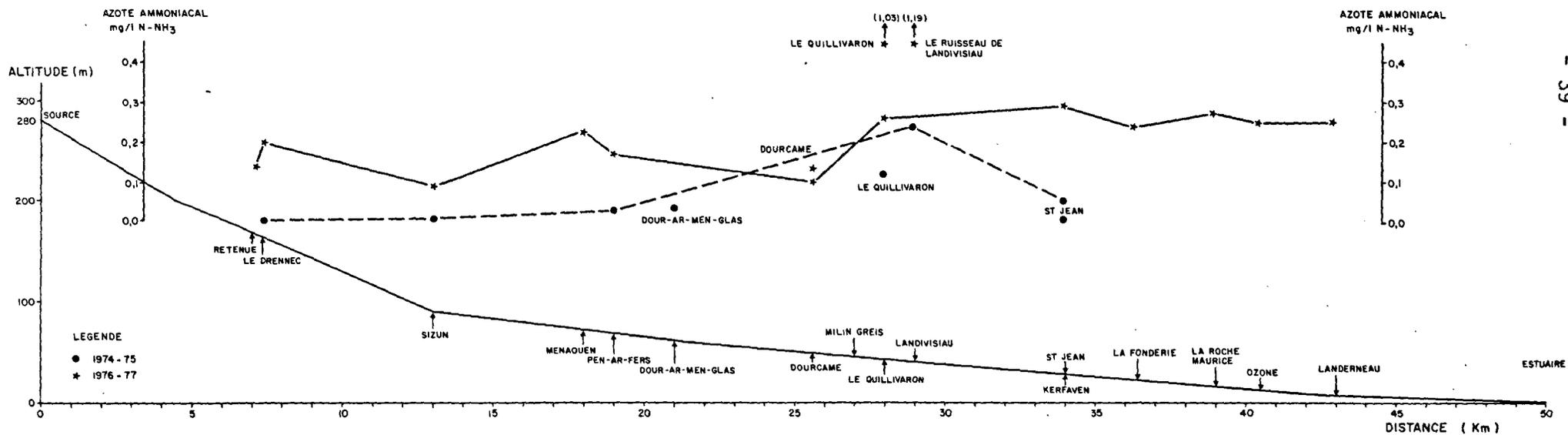
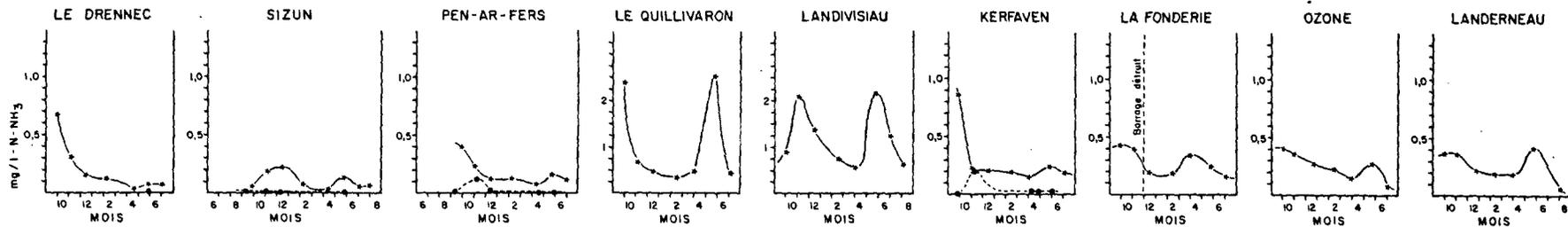


Fig. 10 : Variations de l'azote ammoniacal sur l'Elorn

Sur le cours inférieur, en aval de la confluence du Quillivaron, on observe une montée de la concentration en azote ammoniacal qui se stabilise entre 0,25 et 0,3 mg/l N.

b) Fluctuations mensuelles

Les variations mensuelles présentent deux maxima observés pour la plupart des prélèvements au début de l'automne et au printemps tandis que l'hiver (décembre à février) se caractérise par les teneurs les plus basses.

Les rapports entre les valeurs extrêmes diminuent du cours supérieur au cours inférieur (30 au Drennec, 10 à Sizun, 5 à 6 sur le cours inférieur).

5.7.2. Affluents

5.7.2.1. Le Dour-Ar-Men-Glas (cycle 1974-1975)

La concentration moyenne de 0,037 mg/l N est identique à celle de l'Elorn à Pen-Ar-Fers.

La valeur minimum observée est de 0,014 mg/l et la valeur maximum de 0,084 mg/l N.

5.7.2.2. La Dourcame (cycle 1976-1977)

Lors des deux prélèvements effectués les teneurs étaient inférieures à celles recensées sur le cours moyen de l'Elorn (Pen-Ar-Fers).

5.7.2.3. Le Quillivaron (cycle 1976-1977)

La teneur moyenne de 1,03 mg/l N est très supérieure à celle de l'Elorn 100 m en dessous de la confluence (0,26 mg/l N):

L'amplitude des variations est élevée (environ 2,5 mg/l N).

Les teneurs diminuent en automne et se stabilisent à leur niveau le plus bas pendant l'hiver puis remontent au printemps et rediminuent ensuite en fin de période de prélèvement (juillet).

5.7.2.4. Le ruisseau de la montagne (cycle 1976-1977)

La teneur moyenne est élevée (1,19 mg/l N) et supérieure à celle du Quillivaron. L'amplitude des variations est importante (de l'ordre de 1,5 mg/l N) et les variations présentent deux maxima (novembre 1976 : 2,07 mg/l N ; fin mai 1977 : 2,13 mg/l N).

5.7.2.5. Le Saint Jean (cycle 1974-1975)

En moyenne, la concentration est faible (0,012 mg/l N) et inférieure à celle de l'Elorn à la confluence.

On observe un maximum en novembre (0,04 mg/l N).

5.8. Les phosphates (cf. fig. 11)

5.8.1. Elorn

5.8.1.1. Cycle 1974-1975

a) Profil en long

Les concentrations, qui restent inférieures à 0,02 mg/l P sur le cours supérieur, s'élèvent brusquement à 0,05 mg/l à Pen-Ar-Fers puis plus lentement vers l'aval (0,07 mg/l P à Milin Greis et en aval du ruisseau de la montagne puis 0,06 mg/l P à Kerfaven).

La valeur moyenne reportée en aval immédiat du ruisseau de la montagne ne tient pas compte de deux concentrations particulièrement fortes, provenant d'échantillons prélevés au moment de rejets de sang : la moyenne calculée avec ces deux valeurs serait portée alors à 0,44 au lieu de 0,07 mg/l P.

b) Fluctuations mensuelles

Sur les deux sites régulièrement suivis (Sizun et Pen-Ar-Fers), on note des fluctuations différentes.

A Sizun, les fluctuations sont peu importantes (amplitude 0,017 mg/l P) avec deux maxima peu marqués en fin août et début novembre.

Par contre à Pen-Ar-Fers, on observe une diminution régulière de 0,1 mg/l en juin à 0,012 mg/l P en décembre 1974 (amplitude : 0,09 mg/l P).

5.8.1.2. Cycle 1976-1977

a) Profil en long

La concentration moyenne subit des variations importantes le long du cours.

D'une valeur très basse au Drennec, 0,005 mg/l P, la concentration s'élève à Sizun à 0,08 mg/l P, puis redescend à 0,01 - 0,03 mg/l P sur le cours moyen et s'élève à nouveau sur le cours inférieur (1) (0,12 mg/l P à Kerfaven ; 0,06 - 0,07 mg/l P à l'embouchure).

.../...

(1) La valeur de la Roche Maurice n'est pas prise en compte car elle n'est obtenue que sur le résultat de deux prélèvements.

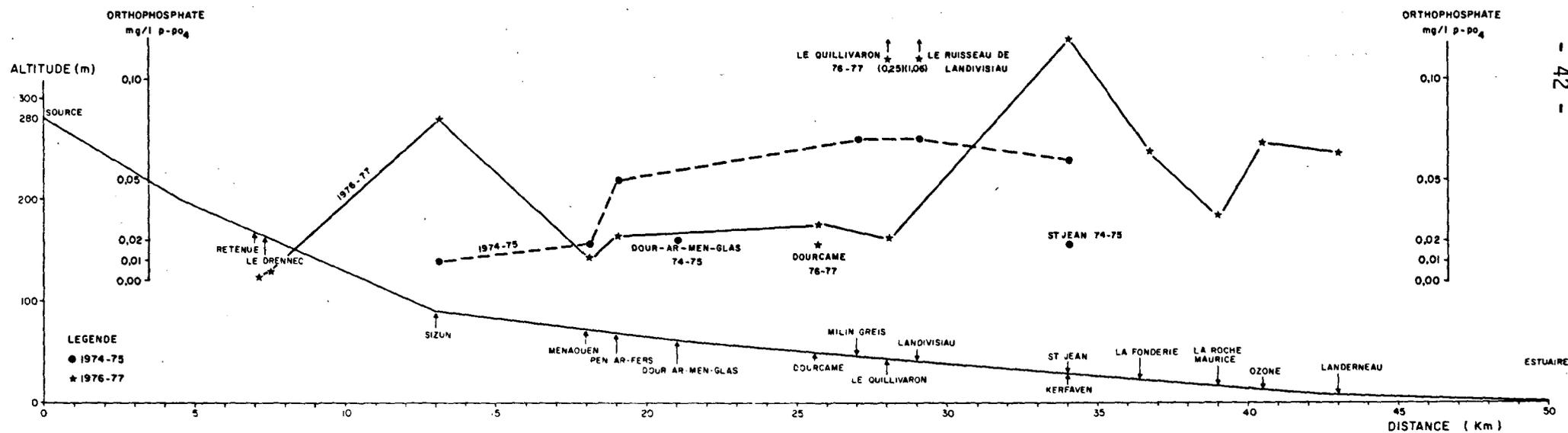
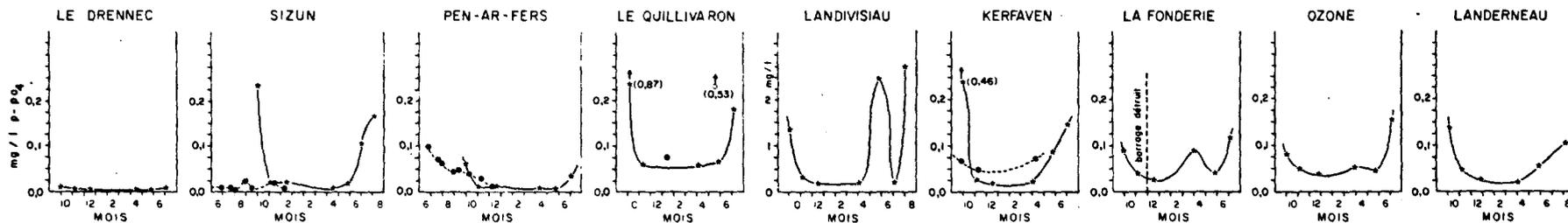


Fig. 11 : Variations des orthophosphates sur l'Elorn

b) Fluctuations mensuelles

Excepté au Drennec où la concentration est faible pendant toute la période de prélèvement, on observe en tous les points des variations similaires :

- valeurs faibles en fin d'automne-hiver et au printemps,
- remontée en fin de printemps et en été.

L'amplitude de la variation est assez forte (ex. : Sizun : 0,007 à 0,23 mg/l P ; Kerfaven : 0,017 à 0,46 mg/l P).

5.8.2. Affluents

5.8.2.1. Le Dour-Ar-Men-Glas (cycle 1974-1975)

La teneur moyenne de 0,02 mg/l P est supérieure à celle recensée sur le cours supérieur (Sizun : 0,01 mg/l P), mais très nettement inférieure à celle observée à Pen-Ar-Fers (0,05 mg/l P). La valeur maxima observée est de 0,045 mg/l P (juin 1974).

5.8.2.2. La Dourcame (cycle 1976-1977)

Contrairement à l'Elorn, les prélèvements effectués en septembre et novembre 1976 n'indiquent pas une concentration particulièrement élevée à cette époque (0,018 mg/l P).

5.8.2.3. Le Quillivaron (cycle 1976-1977)

La concentration moyenne est nettement plus élevée que celle observée sur l'Elorn à la confluence (0,25 contre 0,021 mg/l P).

La variation annuelle présente la même allure générale que celle relevée sur l'Elorn, avec deux valeurs particulièrement élevées en septembre 1976 (0,87 mg/l P) et en mai 1977 (0,53 mg/l P).

5.8.2.4. Le ruisseau de la montagne (cycle 1976-1977)

La concentration moyenne de 1,06 mg/l P est la plus forte relevée sur le bassin versant de l'Elorn.

Les fluctuations annuelles sont très importantes (amplitude 2,60 mg/l P).

Les teneurs maxima observées sont 2,50 mg/l P en mai 1977 et 2,75 mg/l P au début du mois d'août 1977.

A part la baisse observée en juillet 1977, l'allure de la courbe reste très proche de celle observée sur les autres sites de prélèvement.

5.8.2.5. Le Saint Jean (cycle 1974-1975)

La valeur moyenne de 0,018 mg/l P est très inférieure à celle observée sur l'Elorn à la confluence (0,06 mg/l P).

On note une montée régulière d'août 1974 à janvier 1975 (0,007 mg/l P à 0,034 mg/l P)

6. DISCUSSION DES RESULTATS

6.1. Paramètres physico-chimiques : qualité générale de l'eau

6.1.1. Le pH

Les variations de pH ne présentent pas une grande amplitude de l'amont vers l'aval mais se caractérisent par une augmentation régulière de la source à l'embouchure.

En raison de la géologie du bassin versant (absence de calcaire), l'eau sort à un pH légèrement acide, de l'ordre de 5 (Anonyme, 1974). La minéralisation de l'eau s'accroît régulièrement vers l'aval et le pH a tendance à s'élever en raison de l'augmentation de la teneur en carbonate de calcium. Si nous nous référons à des études menées précédemment (Anonyme, 1971, 1974), on constate en effet que la concentration en calcium s'élève de 1 à 2 mg/l à la source à une dizaine de mg/l à Landerneau tandis que l'alcalinité s'accroît simultanément et proportionnellement. L'effet tampon qui en résulte provoque une augmentation sensible du pH qui se rapproche de la neutralité en fin du cours.

La présence de carbonate de calcium dissous (sous forme d'ions Ca^{++} et HCO_3^-) s'explique peut-être moins par les rares formations calcaires du bassin versant que par les épandages agricoles de calcaire, généralement sous forme de maërl, pour compenser le déficit calcique du sol.

Il ne semble pas que les principales sources de pollution (essentiellement la zone urbaine de Landivisiau) aient une influence notable sur le pH, contrairement à ce que l'on observe pour d'autres paramètres.

Les différences observées entre les deux cycles suivis sont difficilement interprétables (pH du cycle 1974-75 supérieur en moyenne à celui du cycle 1976-77 de 0,4 unités). Cependant, on peut raisonnablement envisager l'hypothèse d'une influence des conditions hydrologiques particulières de 1975-1976 (sécheresse) sur la reconstitution de réserves normales et sur la composition chimique de l'eau à la source.

6.1.2. Oxygène dissous et demande biochimique en oxygène

Il est assez difficile d'analyser précisément les variations de ces deux paramètres qui dépendent en fait d'un grand nombre de facteurs et d'en tirer des conclusions quant à la capacité d'auto-épuration propre de la rivière dans la zone où le prélèvement a été effectué.

Parmi les facteurs qui influent sur la concentration en oxygène dissous et la DBO_5 , la température et l'importance du ruissellement jouent un rôle prépondérant.

En particulier, l'étude de l'auto-épuration d'un bassin de retenue par l'I.R.C.H.A. et la D.D.E. (Anonyme, 1975c) a montré une bonne corrélation entre la variation de la charge de DBO_5 et l'intensité de la pluviométrie.

On devrait donc observer schématiquement en condition normale des fluctuations liées aux rythmes saisonniers :

- hiver : forte pluviométrie et faible température entraînant une forte DBO_5 et une forte concentration en oxygène dissous,
- été : plus faible pluviométrie et plus forte température entraînant une DBO_5 plus faible et une concentration en oxygène dissous moins importante.

Si nous nous reportons aux résultats obtenus on peut considérer deux cas :

1°) Cas du cours supérieur et moyen

En ce qui concerne la variation de la quantité d'oxygène dissous, on note une augmentation de la teneur à l'automne et pendant l'hiver, c'est-à-dire pendant la période de température décroissante puis une diminution de cette teneur pendant la période de réchauffement des eaux.

Cette variation observée est donc liée en grande partie au phénomène physique de solubilité de l'oxygène dans l'eau.

La stabilité du pourcentage en oxygène dissous confirme bien cette hypothèse.

Les fluctuations de la demande biochimique sont similaires à celles de l'oxygène dissous ; l'augmentation en automne-hiver montre bien qu'elles sont en grande partie sous la dépendance de l'augmentation du ruissellement (augmentation de l'apport en matières organiques) et de la diminution de la température (diminution de l'activité bactérienne).

La stabilité de la concentration en oxygène dissous, au voisinage de la saturation, indique que le déficit en O_2 occasionné par la consommation bactérienne est bien compensé par les apports nouveaux d'oxygène (diffusion - photosynthèse) et donc que la capacité d'auto-épuration de la rivière sur le cours supérieur et moyen n'est pas dépassée.

2°) Cas du cours inférieur

Les fluctuations observées en ce qui concerne la concentration en oxygène dissous, le pourcentage d'oxygène et la demande biochimique en O_2 sont beaucoup plus aléatoires et ne semblent pas se calquer sur des rythmes saisonniers.

En effet au rythme des saisons (température et pluviométrie) viennent s'ajouter les déversements des agglomérations de Landivisiau et de Lampaul-Guimiliau qui ne dépendent évidemment pas de la saison mais dont l'impact sur le milieu est d'autant plus important en été quand les capacités de réoxygénation de la rivière sont limitées.

Si l'on se reporte aux fluctuations de la DBO_5 sur le Quillivaron et le ruisseau de la montagne, on constate une augmentation de ce paramètre au printemps et en été, variation inverse de celles observées sur le cours supérieur et moyen.

L'instabilité du pourcentage en oxygène montre que dans certains cas on est très proche de la limite de la capacité d'auto-épuration de la rivière et que tout obstacle diminuant la réoxygénation ou augmentant l'accumulation de déchet rompt l'équilibre fragile qui s'est instauré sur le cours inférieur.

C'était le cas en particulier de la retenue de Pont-Christ qui provoquait une réduction du pouvoir auto-épurateur de l'Elorn. Avant sa rupture, on constatait (cf. tableau 4) :

- une diminution de la concentration de l'oxygène dissous et du pourcentage dans la retenue par rapport au point de prélèvement amont,
- une augmentation importante de la demande biochimique en oxygène dans la retenue.

Tableau 4

Influence de la retenue de Pont-Christ
sur les valeurs de certains paramètres physico-chimiques (1976)

LIEU	AMONT			RETENUE PONT-CHRIST			AVAL		
	29/09	03/11	15/12	29/09	03/11	15/12	29/09	03/11	15/12
DATE									
OXYGENE DISSOUS mg/l	7,70	10,65	12,14	4,60	9,74		7,05	10,58	12,14
% O ₂ PAR RAPPORT A LA SATURATION	78,1	95	97	47,7	85	BARRAGE DETRUIT	73	95	100
DBO_5 mg/l	4,05	0,57	1,54	≥4,60	3,04		2,44	2,92	1,54
NITRITES mg N/l	0,16	0,03		0,11	0,05		0,11	0,05	
NITRATES mg N/l	3,90	3,28		3,33	3,66		3,25	3,57	
AMMONIUM mg N/l	0,86	0,21	0,20	0,42	0,39		0,39	0,35	0,13

.../...

Cette retenue n'avait en fait servi que de vaste bassin de décantation des boues provenant en grande partie du point de pollution le plus critique du bassin versant de l'Elorn (zone de Lampaul-Guimiliau - Landivisiau).

Après trois mois d'existence, on pouvait noter par endroits des accumulations de boues de 0,50 à 0,70 m d'épaisseur.

6.1.3. Les nitrates

Si nous prenons comme point de référence l'analyse de la S.E.P.N.B. faite aux sources de l'Elorn en 1975 (0,20 mg/l N-NO₃), on constate déjà, en 1974-75, sur le cours supérieur et moyen un accroissement important de la teneur moyenne en nitrates (Sizun : 1,77 mg/l 1974-75, 2,67 mg/l 1976-77 ; Pen-Ar-Fers : 2,16 mg/l 1974-75, 2,83 mg/l 1976-77).

Cette augmentation devient très importante sur le cours inférieur (Kerfaven : 8,37 mg/l 1974-75, 4,42 mg/l 1976-77 ; Landerneau : 4,52 mg/l 1976-77).

Il nous apparaît ici utile de scinder le cours de l'Elorn en deux parties correspondant au cours supérieur et moyen et au cours inférieur afin de voir quelle est l'importance relative de l'activité agricole et des autres activités urbaines et industrielles sur cette augmentation de nitrates.

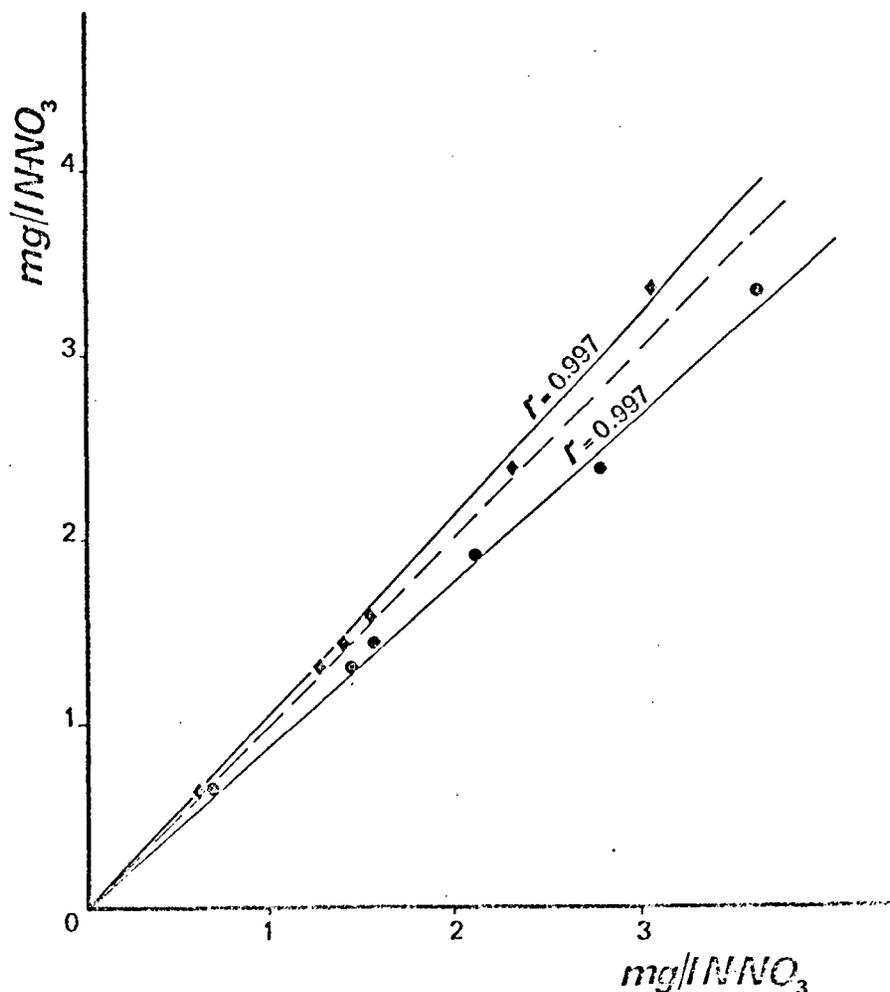


Figure 12 : corrélation entre les teneurs en nitrates du Douar-Men-Glas et celles du cours supérieur (◆) et du cours moyen (●) de l'Elorn. Les corrélations sont significatives à $p = 0,001$.../...

1°) Le cours supérieur et moyen

L'étude de la qualité de l'eau du Dour-Ar-Men-Glas, petit affluent du cours supérieur (B.V. = 7,4 km², longueur = 5 km environ) serpentant en zone bocagère exclusivement agricole, montre qu'il existe une très bonne corrélation entre ses teneurs de nitrate et celles relevées sur le cours supérieur et moyen de l'Elorn ($r = 0,997$; $p = 0,001$) (cf. fig. 12).

Ceci montre bien que l'origine agricole des nitrates du cours supérieur et moyen ne fait pas de doute.

Les fluctuations observées viennent donc principalement du lessivage des engrais azotés épandus sur le sol.

L'analyse des courbes de fluctuations mensuelles confirment bien cette hypothèse puisque sur le Dour-Ar-Men-Glas et sur le cours supérieur ou moyen on note une augmentation des teneurs au moment de la saison des pluies (automne-hiver) (cf. fig. 8).

2°) Le cours inférieur

On observe ici des fluctuations plus aléatoires qui ne se calquent pas entièrement sur le rythme des saisons.

En hiver, on observe bien la montée des nitrates au moment de la saison pluvieuse, par contre au printemps et à l'été il y a une augmentation progressive de la teneur lorsque les débits diminuent progressivement.

Les fluctuations observées viennent en fait de deux composantes :

- l'une agricole, dont l'importance est beaucoup plus grande en hiver (lessivage important),

- l'autre urbaine et industrielle qui est responsable de l'augmentation des nitrates au printemps et en été sur le cours inférieur et dont les apports réguliers ont un impact de plus en plus important au fur et à mesure de la diminution du débit.

Cette observation est confirmée par la très bonne corrélation ($r = 0,878$; $p = 0,05$) entre les teneurs observées à Kerfaven et la somme des teneurs dues aux apports des zones de Landivisiau et Lampaul-Guimiliau.

Par contre, on ne note pas de corrélation bien définie ($r = 0,514$; non significative à $p = 0,05$) entre les teneurs recensées à Kerfaven et celles observées sur le cours supérieur (Drennec) (cf. fig. 13).

.../...

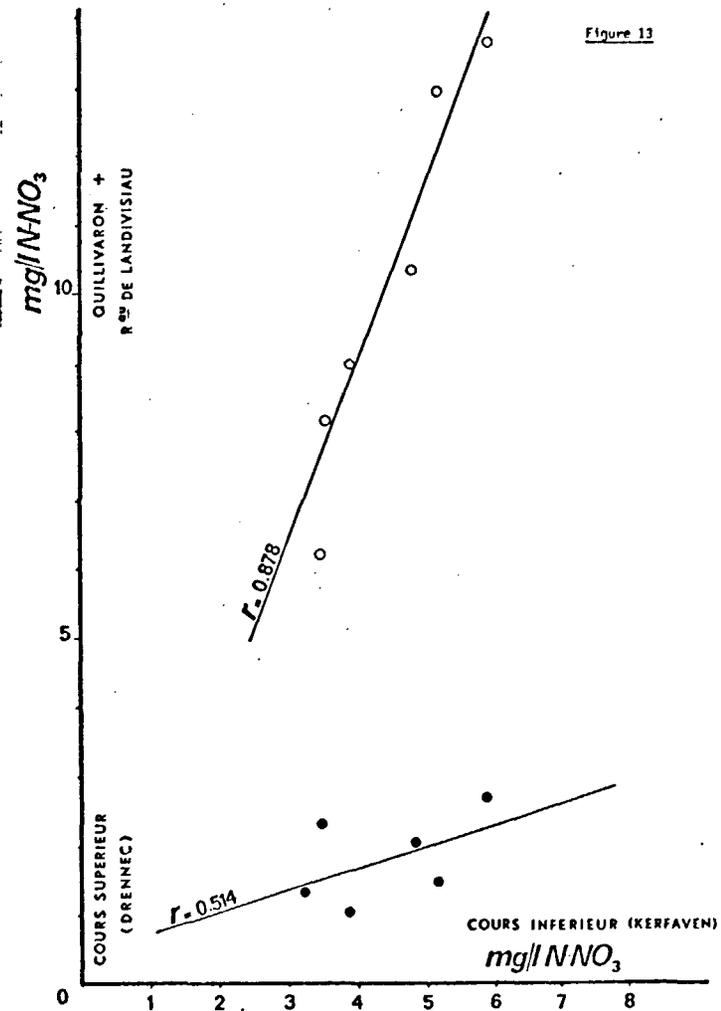


Figure 13 : corrélations entre les teneurs en nitrates observées dans l'Elorn sur le cours inférieur (Kerfaven) et celles d'une part du cours supérieur (●) d'autre part des apports cumulés de Lampaul-Guimiliau et Landivisiau (○).

6.1.4. Les nitrites

On ne constate pas entre les deux cycles d'études de différences notables entre les concentrations moyennes.

L'augmentation des teneurs est nette de l'amont vers l'aval et elle se fait par paliers.

Les nitrites peuvent avoir deux origines :

1°) réduction des nitrates,

2°) dégradation bactérienne des matières organiques azotées rejetées dans l'Elorn soit par l'activité urbaine et industrielle, soit par les activités agricoles.

.../...

La première origine n'est très certainement pas à prendre en compte dans ce milieu car l'azote nitreux représente moins de 1 % de l'azote nitrique : la réduction des nitrates en nitrites serait donc très faible, ce qui semble logique dans ce milieu non déficitaire en oxygène.

La deuxième origine est très vraisemblablement la plus probable et l'observation des fluctuations des teneurs semble indiquer l'existence d'un cycle saisonnier en relation directe avec la température (1) (cf. fig. 14) : diminution de septembre à décembre, valeurs basses de décembre à mars-avril puis augmentation régulière d'avril à août.

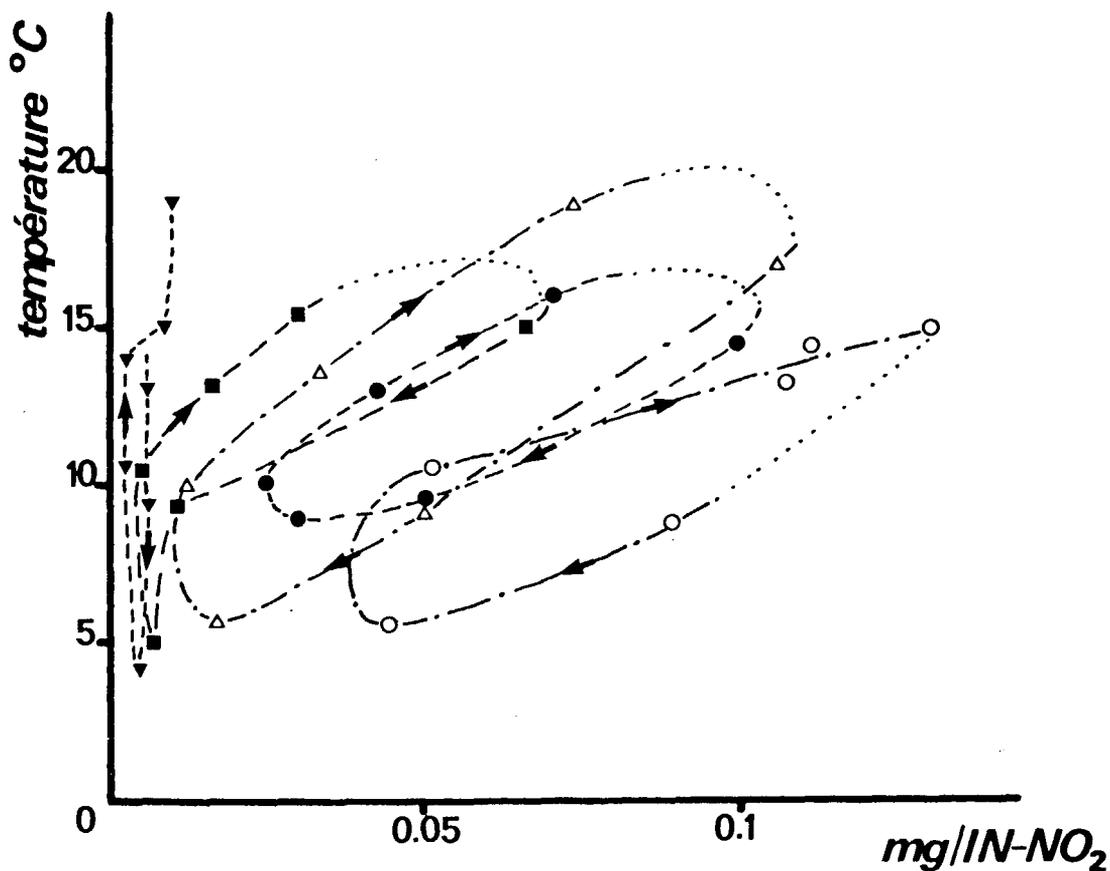


Figure 14 : relations entre la température et les teneurs en nitrites (cycle 1976-1977)

○ Quillivaron ; ● Landerneau ; △ Pont-Christ ; ■ Pen-Ar-Fers ; ▼ Sizun.

.../...

(1) Il est parfois difficile dans cette étude de dissocier la relation concentration-température de la relation concentration-débit, et la baisse de la concentration en nitrites pendant l'hiver provient vraisemblablement de la plus faible activité de dégradation bactérienne conjuguée à une plus forte dilution.

Cette relation avec la température permet de penser que les nitrites proviennent principalement de la dégradation bactérienne des matières azotées, dégradation d'autant plus importante que la température est plus élevée.

La bonne corrélation ($r = 0,723$; $p = 0,001$) (cf. fig. 15) existant entre les concentrations en nitrites et en azote ammoniacal indique d'autre part que les nitrites proviennent, en grande partie, de l'oxydation bactérienne de celui-ci (milieu bien oxygéné).

Les faibles teneurs de nitrites observées par rapport aux teneurs d'azote ammoniacal montrent que les nitrites ne forment ici qu'un stade intermédiaire très fugace dans le cycle de l'azote entre l'azote ammoniacal et les nitrates.

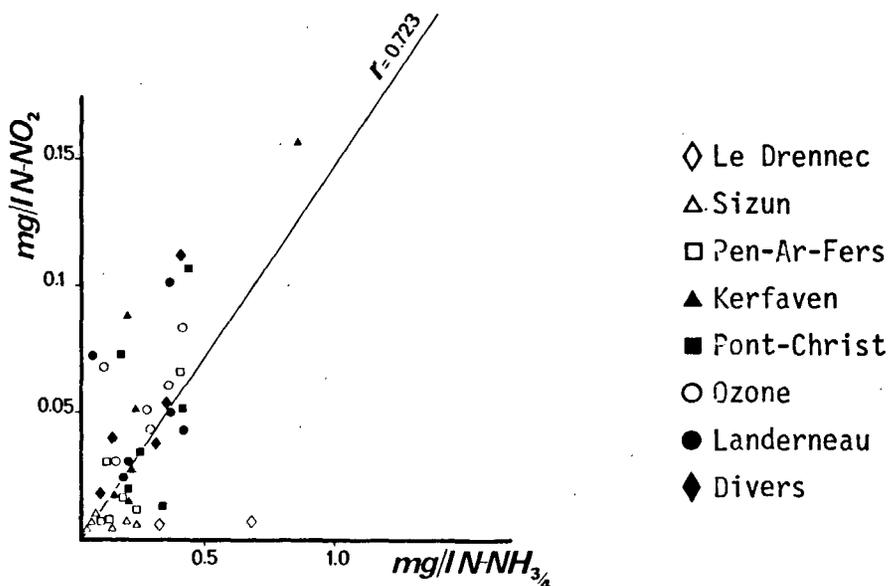


Figure 15 : relations entre les formes nitreuses et ammoniacales de l'azote (cycle 1976-1977).

6.1.5. Azote ammoniacal

On note, au cours du 2e cycle, une augmentation importante des concentrations par rapport à celles observées en 1974-1975.

La teneur en azote ammoniacal est un bon indicateur de la qualité d'une eau et l'augmentation des concentrations permet de penser qu'il y a une augmentation non négligeable de la charge polluante depuis les premières analyses effectuées en 1974.

Les fluctuations des teneurs sont difficilement interprétables, tout au plus, pouvons nous remarquer une baisse des teneurs en hiver que l'on peut attribuer à une plus faible activité de dégradation bactérienne conjuguée à une plus forte dilution des concentrations.

La baisse des teneurs au moment de la saison de plus forte pluviométrie illustre bien l'observation de BREMOND et VUICHARD (1973) qui indiquent qu'une faible partie de la quantité d'azote ammoniacal provient du lessivage des sols dont les éléments constitutifs retiennent par complexation la plupart de ce produit.

La plus grande partie est issue de la décomposition des matières organiques azotées contenues dans la rivière.

6.1.6. Les phosphates

On note le long du cours une fluctuation très importante des teneurs (Sizun, Pen-Ar-Fers, Aval Quillivaron - Landivisiau).

On observe une relation inverse entre le débit et la concentration en phosphates qui indique que l'apport du aux lessivages des sols est peu important. En effet, le phosphate peut se complexer avec le calcium, le fer et le manganèse contenus dans le sol et former des précipités insolubles dans l'eau (BENNETT, 1970).

Les apports directs de phosphates sont vraisemblablement responsables des fluctuations des concentrations qui augmentent quand le débit diminue du fait d'une moindre dilution. Cette hypothèse semble confirmée par la concordance qui existe entre le rapport des débits et des concentrations effluents-rivières.

Ces apports directs peuvent provenir de différentes sources en particulier :

1°) des stations d'épuration du bassin versant :

- SIZUN : une station de traitement des eaux a été construite entre les deux périodes de prélèvement et l'on peut noter après la mise en service de celle-ci une augmentation très importante de la concentration moyenne au point de prélèvement.

Le 05/11/76, on observait une concentration cinquante fois plus élevée en sortie de station que dans le cours de l'Elorn (0,94 mg/l P pour 0,018 mg/l P dans la rivière).

- LANDIVISIAU : le 01/04/77, la teneur en sortie de la station d'épuration était plus de cent fois plus élevée que celle observée sur l'Elorn en amont de la station (3,66 mg/l P pour 0,021 mg/l P).

2°) des élevages piscicoles :

Sur une pisciculture du cours moyen, la concentration en phosphate, en sortie de pisciculture, était 5 à 10 fois plus élevée que celle recensée à l'entrée :

17/10/74 Entrée : 0,019 mg/l P Sortie : 0,176 mg/l P,

05/11/74 Entrée : 0,011 mg/l P Sortie : 0,069 mg/l P.

.../...

3°) des activités urbaines et industrielles :

L'exemple le plus frappant est celui du ruisseau de la montagne qui draine une partie des effluents provenant de la zone industrielle de Landivisiau. Les teneurs en phosphate sont très élevées et peuvent atteindre 2,47 mg/l P (le 26/05/77).

L'existence de ces fortes concentrations est due en partie aux déversements de sang effectués par les abattoirs car les valeurs de phosphate sont très fortes lorsque l'eau de ce ruisseau est rougie par le sang (1,89 mg/l P le 29/08/74, 2,47 mg/l P le 26/05/77).

6.1.7. Synthèse des principaux résultats obtenus

Le tableau 5 synthétise les concentrations moyennes et maximales observées au cours des deux cycles étudiés (1974-1975 et 1976-1977). Il en ressort nettement l'accroissement des teneurs, plus particulièrement pour l'azote ammoniacal et les phosphates.

Le tableau 6 fait ressortir les différences entre les parties amont et aval du cours de l'Elorn.

Tableau 5

Paramètre	Cycle 1974-1975		Cycle 1976-1977	
	Moyenne	Maximum	Moyenne	Maximum
Débit m ³ /s	3,89	7,65	6,5	12,76
DBO ₅ mg/l O ₂	2,8	3,45	4,3	9
Nitrates mg/l N-NO ₃	3,37	4,90	4,42	9,2
Nitrites mg/l N-NO ₂	0,03	0,042	0,06	0,16
Azote ammoniacal mg/l N-NH _{4,3}	0,05	0,185	0,30	0,86
Phosphates mg/l P-PO ₄	0,06	0,071	0,12	0,46

6.2. Impact de la qualité de l'eau sur les populations de salmonidés

Nous n'avons pris en considération que la qualité de l'eau du cours inférieur qui est de loin le plus dégradé.

Un rapide survol des valeurs des paramètres chimiques enregistrées sur les cours moyen et supérieur montre qu'il n'y a à aucun moment de problèmes
.../...

quant à la survie des populations salmonicoles (1).

Tableau 6

Paramètre	Cours supérieur et moyen			Cours inférieur		
	Forme de la variation	Apport principal par rapport au débit	Concentration moyenne	Forme de la variation	Apport principal par rapport au débit	Concentration moyenne
Oxygène dissous, pourcentage par rapport à la saturation	Fluctuations modérées Pourcentage relativement stable		10,3 mg/l 57 %	Fluctuations plus fortes Pourcentage moins stabilisé		10,0 mg/l 91 %
DBO ₅	Fluctuations modérées	Oxydation des matières organiques	1,31 mg/l	Fluctuations plus importantes	Oxydation des matières organiques	3,01 mg/l
Nitrates	Augmentation des concentrations à l'automne puis stabilité au printemps et en été	Lessivage des sols	2,37 mg/l N-NO ₃	Montée des concentrations en automne et en été Diminution au printemps	Lessivage des sols (hiver) Apport direct (été)	4,15 mg/l N-NO ₃
Nitrites	Diminution des concentrations en hiver et à l'automne Augmentation en été et au printemps	Dégradation des matières organiques azotées	0,014 mg/l N-NO ₂	Diminution des concentrations en hiver et à l'automne Augmentation en été et au printemps	Dégradation des matières organiques azotées	0,049 mg/l N-NO ₂
Azote ammoniacal	Valeurs basses en hiver	Dégradation des matières organiques azotées	0,112 mg/l N-NH ₄ ⁺	Valeurs basses en hiver	Dégradation des matières organiques azotées	0,236 mg/l N-NH ₄ ⁺
Phosphates	Diminution des concentrations en hiver et à l'automne Augmentation en été et au printemps	Apport direct	0,034 mg/l P	Diminution des concentrations en hiver et à l'automne Augmentation en été et au printemps	Apport direct	0,070 mg/l P

Il est très difficile d'avoir une idée précise de la valeur d'un seuil de toxicité : ce seuil diffère en effet suivant les valeurs des autres paramètres chimiques auxquels le poisson est sensible et varie en fonction du stade de développement du poisson ainsi que de son état physiologique.

La durée d'exposition est aussi un facteur qu'il faut prendre en compte : de fortes concentrations d'un composé toxique pendant un court laps de temps sont souvent moins néfastes pour la faune que des concentrations moins élevées, plus éloignées du seuil de toxicité, mais appliquées sur une longue période (les effets sublétaux sont très mal connus en général).

La comparaison entre les seuils critiques pour un paramètre chimique donné et les teneurs observées dans le cours inférieur de l'Elorn (cf. tableau 7) fait apparaître les points suivants :

* la température moyenne et ses variations se situent dans la zone de préférendum thermique des salmonidés ;

.../...

(1) On observe tout au plus en certains endroits (Pen-Ar-Fers) des processus d'eutrophisation (développement d'algues brunes) lorsque le débit est réduit en été.

Tableau 7

Toxicité de différents agents chimiques vis-à-vis des Salmonidés

Agents chimiques	Espèces	Taille	Concentration	Condition d'exposition	Observations	Auteurs	Cours inférieur de l'Elorn
TEMPERATURE	Salmo irideus (Arc-en-ciel)	Alevins	22°C		En laboratoire limite supérieure d'évitement	MANTELMAN 1958	Minimum observé : 5°C (1975) Maximum observé : 21°C (1975) Valeur moyenne : 8-16°C (octobre 1971 à novembre 1975)
		Alevins	16-17°C		En laboratoire préférendum thermique	MANTELMAN 1958	
		Truitelles	14-15°C		En laboratoire préférendum thermique	MANTELMAN 1958	
	Salmo salar (saumon atlantique)	Tacon	16°C		En laboratoire préférendum thermique	MANTELMAN 1958	
		Tacon	25,5°C		En laboratoire limite létale supérieure	GARSDALE 1973	
	Salmo trutta (truite commune)	Truitelles	17,6°C		En laboratoire préférendum thermique	FERGUSON 1953	
	-	20°C		En laboratoire limite supérieure d'évitement	ALABASTER et DOUJIN 1966		
OXYGENE	Salmo salar (saumon atlantique)	Oeufs non embryonnés	0,3 mg/l	5 jours à concentration constante et à 7°C	Seuil minimum toléré	BISHAI 1960	Minimum observé : 4,6 mg/l (48 % d'O ₂ /sat) dans la retenue de Pont-Christ 2,1 mg/l (22 % d'O ₂ /sat) dans le ruisseau de la montagne 7,05 mg/l (73 % d'O ₂ /sat) dans le cours inférieur de l'Elorn Maximum observé : 12,15 mg/l supérieur à la saturation Valeur moyenne : 19,1 mg/l (91 % d'O ₂ /sat)
		Eclosion	5,8 mg/l	T° = 5°C	Seuil critique : pas de demande supplémentaire d'O ₂ sans risque	WICKETT 1954	
		7 cm	2,2 mg/l	5 jours à concentration constante et à 8°C	Pas de mortalité	LINDROTH 1959	
	Salmo trutta (truite commune)	Alevins	1,6-2,8 mg/l	Diminution de la concentration T° = 9-21°C	Apparition des premières mortalités	BURDICK et al 1954	
		20 g	4,59 mg/l (50 % d'O ₂ /sat)	Diminution de la concentration T° = 22-24°C	Limite critique de saturation du sang en oxygène	IRVING et al 1941	
	Salmonidés (Canada)	-	7,84 mg/l	15°C	Niveau optimum pas de risque de mortalité	DAVIS 1975	
		-	6,00 mg/l	15°C	Niveau critique au dessous duquel il y a des risques de mortalité	DAVIS 1975	
		-	4,16 mg/l	15°C	Seuil à atteindre qu'en de courts et rares instants afin d'éviter des mortalités massives	DAVIS 1975	
		-	9,74 mg/l	9°C	Niveau optimum	DAVIS 1975	
		-	8,09 mg/l	9°C	Niveau critique	DAVIS 1975	
-		6,44 mg/l	9°C	Seuil à atteindre qu'en de courts et rares instants	DAVIS 1975		
-		-	-	-	-	-	
NITRITES	Salmo gairdneri (Arc-en-ciel)	11,9 g	0,19 mg/l N-NO ₂	96 h	50 % de mortalité	RUSSO et al 1974	Minimum observé : 0,012 mg/l N-NO ₂ Maximum observé : 0,157 mg/l N-NO ₂ (Kerfaven) 0,56 mg/l N-NO ₂ (Ruisseau de la montagne) Valeur moyenne : 0,055 mg/l N-NO ₂
		-	0,55 mg/l N-NO ₂	24 h	55 % de mortalité	SMITH et WILLIAMS 1974	
		-	0,15 mg/l N-NO ₂	48 h	Pas de mortalité	SMITH et WILLIAMS 1974	
NITRATES	Salmo gairdneri (Arc-en-ciel)	1-5 g	1 050 mg/l N-NO ₃	7 jours	50 % de mortalité	WESTIN 1974	Minimum observé : 1,67 mg/l N-NO ₃ Maximum observé : 9,19 mg/l N-NO ₃ Valeur moyenne : 4,58 mg/l N-NO ₃
AMMONIAC	Salmo gairdneri (Arc-en-ciel)	55-123 g	0,39 mg/l N-NH ₃	3 h à 10,5°C et pH = 8,1	50 % de mortalité	LLOYD et ORR 1968	Minimum observé : 0,006 mg/l N-NH ₃ ; traces de N-NH ₄ Maximum observé : - cours inférieur Elorn : 0,86 mg/l N-NH ₄ soit 0,003 mg/l N-NH ₃ (T° = 16°C, pH ≈ 7) - Quillivaron : >2,54 mg/l N-NH ₄ soit 0,005 mg/l N-NH ₃ (T° = 10°C, pH = 7,05) Valeur moyenne : 0,268 mg/l N-NH ₄ soit 0,0005 mg/l N-NH ₃ (T° moyenne = 11,6°C, pH moyen = 6,88)
		35-85 g	0,65 mg/l N-NH ₃	5h30 à 15°C et pH = 7,85	50 % de mortalité	SMART 1975	
	Salmo salar (saumon atlantique)	2 ans	15 mg/l N-NH ₄ Cl	24 h à pH = 7,21	50 % de mortalité	HERBERT et SCHUBEN 1965	

* les conditions d'oxygénation sont en moyenne bonnes mais on peut observer pour ce paramètre, à certaines périodes, des valeurs minimales critiques. Ces valeurs sont insuffisantes à une bonne survie des salmonidés et surtout à celle des oeufs embryonnés et des jeunes alevins venant d'éclore qui ont de gros besoins en oxygène pour leur croissance (NIKIFOROV, 1952 ; DAVIS, 1975) ;

* la concentration moyenne en nitrites est élevée et les maxima observés sont proches des seuils critiques pour les salmonidés.

Les nitrites en concentration élevée diminuent les possibilités d'absorption de l'oxygène du poisson en transformant une partie de l'hémoglobine en méthémoglobinémie qui ne peut plus assurer le maintien du gradient de transfert de l'oxygène (SMITH et WILLIAMS, 1974). Il y a donc un effet synergique des concentrations élevées en nitrites et des conditions d'oxygénation moyennes sur la survie des poissons.

* la concentration en azote ammoniacal est en général élevée mais le pH modéré de l'Elorn maintient la plus grande partie sous forme ionisée (ammonium) au détriment de la forme basique NH_3 , composé très toxique pour le poisson et qui peut provoquer, entre autre, à faible dose, une diminution de la capacité d'absorption de l'oxygène au niveau branchial (BURROWS, 1964).

En conclusion, les valeurs des paramètres chimiques observées sur le cours inférieur apparaissent critiques, en particulier, au niveau des populations de jeunes alevins (ou oeufs embryonnés).

Cet effet néfaste pourrait être accentué par les fortes quantités de matière organique (indiquées par les fortes DBO_5) qui peuvent colmater les frayères et diminuer ainsi la circulation de l'eau et de l'oxygène au niveau des gravières.

Dans ces conditions, il est très vraisemblable que le cours inférieur soit à l'heure actuelle, un milieu impropre à assurer une bonne reproduction des truites et des saumons (1) et les petits affluents du cours inférieur tels que le Saint Jean jouent à ce moment un rôle considérable dans le renouvellement des populations de salmonidés.

6.3. Impact sur la potabilité de l'eau

Les analyses effectuées ne portent que sur certains paramètres physico-chimiques qui sont à eux seuls insuffisants pour déterminer la qualité de l'eau destinée à l'utilisation humaine.

.../...

(1) Des études de populations permettraient de mesurer l'impact réel de la qualité de l'eau sur les populations de poissons.

Les analyses bactériologiques sont le complément indispensable pour vérifier l'absence de germes pathogènes tels que les salmonelles parmi lesquelles on rencontrera les bacilles responsables de la typhoïde et de la paratyphoïde.

Néanmoins, la comparaison des valeurs de quelques paramètres physico-chimiques recensés sur le cours inférieur avec les normes de l'Office Mondial de la Santé (O.M.S.) (cf. tableau 8) indique notamment que les concentrations en nitrites et en nitrates peuvent avoisiner ou parfois dépasser les normes conseillées pour l'eau destinée à l'alimentation humaine.

Les nitrates et les nitrites présents dans l'eau que les nourrissons absorbent soit directement, soit indirectement dans les aliments préparés, peuvent être à l'origine d'une méthémoglobinémie. SATTELMACHER (1962) montre que 3 % de 473 cas de méthémoglobinémie infantile sont associés à des taux de nitrates inférieurs à 9 mg/l N-NO₃.

SIMON et al. (1964) observe que 4,4 % de 249 cas sont associés à des taux inférieurs à 11 mg/l N-NO₃.

L'augmentation de l'apparition de la méthémoglobinémie peut être augmentée par la consommation d'aliments riches en nitrates (ex. : légumes recevant beaucoup d'engrais azotés).

Les fortes demandes biochimiques en oxygène du cours inférieur risquent d'entraîner à brève échéance l'augmentation des installations de traitement des eaux et par voie de conséquence le coût du traitement.

Les concentrations en azote ammoniacal sont très supérieures aux normes recommandées par l'O.M.S.

On recommande de ne pas dépasser la dose de 0,5 mg/l afin de ne pas augmenter le coût de traitement de l'eau dans les stations qui se servent de chlore comme désinfectant (1) (Anonyme, 1973).

En effet, les ions ammoniacaux se combinent avec le chlore pour former de la chloramine qui a un effet néfaste sur l'efficacité de désinfection par le chlore (Anonyme, 1972).

.../...

(1) Cas parfois de la station de traitement des eaux de Pont-Ar-Bled, ex. : été 1976

**TABLEAU 8 : COMPARAISON DES NORMES DE L'OFFICE MONDIAL DE LA SANTE POUR UNE EAU POTABLE ET
DES TENEURS RELEVÉES SUR LE COURS INFÉRIEUR DE L'ELORN**

(1) minimum

(2) moyenne

(3) maximum

Paramètre chimique	Normes pour une eau potable	Teneurs relevées sur le cours inférieur	Observations
DBO ₅	5 mg/l	1) 1,5 mg/l 2) 3,4 mg/l 3) 9,05 mg/l	Augmentation du traitement de l'eau et de son coût
Nitrates	10 mg/l N.NO ₃	1) 1,7 mg/l N.NO ₃ 2) 4,6 mg/l N.NO ₃ 3) 9,2 mg/l N.NO ₃	Danger de méthémoglobinémie chez le jeune enfant
Nitrites	0,1 mg/l N.NO ₂	1) 0,012 mg/l N.NO ₂ 2) 0,06 mg/l N.NO ₂ 3) 0,16 mg/l N.NO ₂	Danger de méthémoglobinémie chez le jeune enfant
Azote Ammoniacal	0,5 mg/l N.NH ₄ ⁺	1) 0,006 mg/l N.NH ₄ ⁺ 2) 0,27 mg/l N.NH ₄ ⁺ 3) 0,86 mg/l N.NH ₄ ⁺	Augmentation de l'apport en chlore donc du coût de traitement de l'eau dans les stations qui se servent de chlore comme désinfectant.

CONCLUSION GENERALE

Au vu des résultats obtenus durant les deux cycles d'études, on peut dégager les principaux points ci-dessous.

La qualité de l'eau sur le cours supérieur et moyen semble tout à fait compatible avec la vie des salmonidés à tous les stades de leur cycle de développement.

Cependant, on a pu enregistrer des mortalités accidentelles de poissons par baisse importante du pH de l'Elorn due à l'incendie des landes et tourbières du Haut Elorn. L'augmentation en certains points des teneurs en phosphates par apport direct (ex. : Sizun) pourrait accroître la fréquence des processus d'eutrophisation observés pour la première fois en 1974.

Sur le cours inférieur, après la confluence du Quillivaron, la qualité de l'eau se dégrade de manière importante et cette dégradation s'est accentuée rapidement durant les deux périodes de prélèvement comme nous le montre l'évolution de la qualité de l'eau à Kerfaven, site régulièrement suivi au cours de ces deux cycles d'études.

L'augmentation de la capacité de traitement des eaux de la station de Pont-Ar-Bled (prévue en 1977) confirme bien l'impression qui se dégage de ces analyses.

A Landerneau, on observe une amélioration de la qualité de l'eau en 1977 après la mise en service de la station d'épuration du Bois Noir mais les analyses bactériologiques effectuées en aval et en amont de la station (D.D.A.S.S., 16.12.1977) semblent indiquer que le bouchon de pollution n'est simplement que transporté vers l'aval.

Si le déplacement du centre de pollution permet plus facilement le passage des migrateurs qui utilisent les coins d'eau salée pour remonter, il serait très important de régler ces problèmes de pollution qui risquent d'augmenter la dégradation de la qualité de l'estuaire et de porter préjudice aux activités traditionnelles de la rade de Brest telles que l'ostréiculture.

B I B L I O G R A P H I E

- ANONYME 1972
Etude de la qualité des eaux de l'Elorn.
S. R. A. E. 48 p.
- ANONYME 1973
Water quality criteria 1972.
Environmental protection agency. 594 p.
- ANONYME 1974
Etude physique et biologique de l'Elorn.
S. E. P. N. B. 55 p.
- ANONYME 1975a
Annuaire hydrologique régional.
Comité technique de l'eau 179 p.
- ANONYME 1975b
Analyse des eaux, méthodes et instructions.
Direction de la prévention des pollutions et des nuisances, S. P. E.
- ANONYME 1975c
Etude de l'autoépuration d'un bassin de retenue.
I. R. C. H. A., D. D. E.
- ANONYME 1977
Manuel des méthodes de prélèvements et d'analyses. Tome 1 : caractéristiques physicochimiques et hydrobiologiques - CNEXO, MQV. 142 p.
- BENNETT G.W. 1970
Management of lakes and ponds. 2nd edition. Ed VAN NOSTRAND. 375 p.
- BENSCHNEIDER K, et R. J. ROBINSON 1952
A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water.
J. Mar. Res. 11, 87-96.
- BREMOND R. et R. VUICHARD 1973
Paramètres de la qualité des eaux.
Ministère de la protection de la nature et de l'environnement, S. P. E. 179 p.
- BURROWS R.E. 1964
Effects of accumulated excretory products on hatchery reared salmonids.
U.S. Dep. Int. B. sp. Fish. Wild. Rep. 66.

- CARPENTER J. H. 1965
The accuracy of the winkler method for dissolved oxygen analysis.
Limnol. Oceanogr. 10, 135-140.
- CRAWSHAW L.I. 1977
Physiological and behavioral reactions of fishes to temperature change.
J. Fish Res. Board Can. Vol. 34, 730-734.
- DAVIS J. 1975
Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis
on canadian species : a review.
J. Fish. Res. Board Can, 32 : 2295-2332.
- JACOBSEN et ODD J. 1977
Brown trout (salmo trutta L) growth at reduced pH.
Aquaculture 11 - 81.84.
- KOROLEFF F. 1970
Direct determination of ammoniac in natural waters as indophenol blue.
Cons. Int. Expl. Mer, vol. 3.
- KLYASHTORIN L. 1975
The sensitivity of young salmonidae to oxygen deficiency.
J. of Icht. 15 (2) : 337-341.
- MENENDEZ R. 1976
Chronic effects of reduced pH on brook trout (Salvelinus fontinalis M).
J. Fish. Res. Board Can., 33, 118-123.
- MEUWIS A.L. and J.M. HEUTS 1957
Temperature dependance of breathing rate of carp.
Biol. Bull. 112 - 97-107.
- MURPHY J. et J.P. RILEY 1962
A modified single solution method for the determination of dissolved
inorganic phosphate in natural waters.
Anal. chim. Acta, 14, 318-319.
- MULLIN J.B. et J.P. RILEY 1955
The spectrophotometric determination of silicate silicon in natural
waters with special reference to sea water.
Anal. chim. Acta, 12, 162-170.
- NIKIFOROV N.D. 1952
Growth and respiration of young salmon at various concentrations of
oxygen in water.
Doklady akademii Nank. S.S.S.R. 86 : 1231-1232.

PACKER R.K. et W.A. DUNSON 1972

Anoxia & sodium loss associated with the death of brook trout a low pH.
Comp. Biochim. Physiol. vol 41 A, 17-26.

PETUKHOV N.I., et A. V. IVANOV 1970

Investigation of certain psycho-physiological reactions in children suffering from methemoglobinemia due to nitrates in water.
Hyg. sanit. 35 (1-3) : 29 - 31.

SATTELMACHER P.G. 1962

Methemoglobinemia from nitrates in drinking water.
Schr. Reihe. Ver. Wass. Boden- u - Lufthyg n° 21, 35 p.

SIMON C., H. MANZKE, H. KAY, G. MROWITZ 1964

Über vorkommen, pathogenese und möglichkeiten zur prophylaxe der durch nitrit verursachten methämoglobinämie.
L. Kinderheilk. 91 : 124 - 138.

SMITH C.E. and N.G. WILLIAMS 1974

Experimental nitrite toxicity in Rainbow trout and Chinook salmon.
Trans. amer. fish. soc. 2 : 389-390.

STRICKLAND J.D.H. and T.R. PARSONS 1972

A practical handbook of sea water analysis.
Bull. fish. Res. Board Can. 167, 311 p.

TREGUER P. et P. LE CORRE 1975

Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisation de l'autoanalyseur II Technicon) 110 p.

ANNEXE I

D O N N E E S

Les résultats des mesures sont présentés dans les tableaux ci-après par point de prélèvement, de l'amont vers l'aval.

Dans tous les tableaux les résultats sont exprimés dans les mêmes unités, les plus généralement utilisées pour les analyses en eaux douces, c'est-à-dire :

- température	degré Celsius (°C)
- pH	unités de pH
- oxygène dissous	milligramme par litre (mg/l)
- demande biologique en oxygène (DBO ₅)	milligramme par litre (mg/l)
- nitrate (NO ₃ ⁻)	milligramme par litre d'azote nitrique (mg/l N.NO ₃)
- nitrite (NO ₂ ⁻)	milligramme par litre d'azote nitreux (mg/l N-NO ₂)
- ammonium (NHn ⁺ + NH ₃)	milligramme par litre d'azote ammoniacal (mg/l N-NH ₃)
- phosphate (PO ₄ ³⁻)	milligramme par litre de phosphore (mg/l P)
- silice (SiO ₂) (1)	milligramme par litre de silice SiO ₂ (mg/l SiO ₂)

(1) Les analyses de silice sont données à titre complémentaire mais n'ont pas fait l'objet d'une étude particulière.

SIZUN

	CYCLE 1974 - 1975										CYCLE 1976 - 1977								S.E. (1)	
DATE	27.06 1974	17.07 1974	30.07 1974	29.08 1974	12.09 1974	08.11 1974	10.12 1974	17.04 1975	30.05 1975	27.06 1975	29.09 1976	05.11 1976	15.12 1976	09.02 1977	14.04 1977	26.05 1977	03.07 1977	03.08 1977	05.11 1976	
Heure											9.30	8.45	9.45	14.15	15.45	18.30	11.00	15.00	9.00	
PARAMETRE																				
Température	12,2	13,0	14,0	13,2	14,2	13,0	8,6	10,8	13,0	13,7	14,5	9,2	4,5	10,5	10,5	14,0	15,0	19,0	10,2	
pH	-	6,7	6,7	6,7	6,65	6,6	6,4	7,1	7,2	6,9	6,8	6,55	6,5	6,5	7,0	7,0	6,5	6,75	6,55	
O ₂ dissous	9,3	9,2	9,9	10,3	10,1	10,2	11,0	10,7	10,7	-	10,0	11,3	13,3	9,9	12,2	10,6	10,25	9,6	-	
O ₂ % Saturation	88	88	97	99	100	98	96	98	103	-	99	100	104	89,5	110	104	103	105	-	
DBO ₅	-	1,2	1,2	1,65	-	2,45	2,45	0,7	1,35	-	0,9	1,8	2,3	0,2	1,0	0,7	1,3	-	-	
Nitrate	0,65	1,36	2,32	1,55	1,28	2,14	3,08	-	-	-	2,30	1,72	3,54	-	2,76	2,49	2,94	2,91	16,2	
Nitrite	0,004	0,001	0,002	0,001	0,015	0,003	0,001	0,013	-	-	0,006	0,006	0,005	-	0,003	0,003	0,009	0,000	0,039	
Ammonium	-	-	-	-	0,017	0,013	0,010	0,006	0,003	-	0,047	0,180	0,205	0,064	0,023	0,120	0,044	0,049	0,19	
Phosphate	0,009	0,009	0,004	0,021	0,006	0,018	0,006	-	-	-	0,23	0,018	0,017	-	0,007	0,017	0,105	0,165	0,94	
Silice	-	0,08	2,1	0,61	0,46	0,42	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

(1) S. E. : station d'épuration, sortie de buse.

LE DRENNEC

	S.E.P.N.B. 1973		CYCLE 1974 - 1975					CYCLE 1976 - 1977								
DATE	05.07 1973	17.09 1973	30.05 1975	13.06 1975	27.06 1975	10.07 1975	29.09 1976	05.11 1976	15.12.1976		09.02.1977		14.04 1977	26.05.1977		03.07 1977
Heure							9.00	8.15	9.30	9.15	15.10	14.55	15.15	18.00	17.40	10.40
PARAMETRE			PONT	PONT	PONT	PONT	PONT	RETE- NUE	PONT	RETE- NUE	PONT	RETE- NUE	PONT	PONT	RETE- NUE	PONT
Température	14,6	14,0	12,0	16,3	13,0	14,7	14,5	8,0	3,8	3,5	9,5	10,0	10,5	14,5	15,0	17,0
pH	5,4	6,0	7,0	7,15	6,8	6,75	6,0	6,35	6,4	5,9	6,2	6,0	6,4	6,6	6,5	6,3
O ₂ dissous	8,9	9,2	10,7	10,2	-	11,2	9,0	11,3	13,7	13,0	10,5	11,2	11,3	10,1	9,5	8,3
O ₂ % Saturation	89	91	101	106	-	113	90	98	106	100	94	102	103	101	97	88
DBO ₅	0	3	1,20	0,85	-	0,85	1,5	1,7	1,8	3,9	0,2	2,35	0,9	1,1	1,05	1,7
Nitrate	0,45	1,37	-	-	-	-	1,01	1,33	2,69	2,36	-	-	2,29	2,04	1,88	1,50
Nitrite	0,009	n.d(1)	-	-	-	-	0,007	0,005	0,004	0,006	-	-	0,002	0,006	0,003	0,013
Ammonium	-	-	0,003	-	-	-	0,67	0,31	0,140	0,180	0,118	0,163	0,024	0,067	0,080	0,066
Phosphate	0,004	0,050	-	-	-	-	0,009	0,004	0,004	0,002	-	-	0,002	0,002	0,002	0,007
Silice	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(1) n.d. : non détecté.

PENN - AR - FERS

	CYCLE 1974 - 1975											CYCLE 1976 - 1977						
DATE	27.06 1974	08.07 1974	17.07 1974	30.07 1974	29.08 1974	12.09 1974	10.10 1974	08.11 1974	10.12 1974	17.04 1975	30.05 1975	29.09 1976	05.11 1976	15.12 1976	09.02 1977	14.04 1977	26.05 1977	03.07 1977
Heure												9.50	10.00	10.00	14.00	17.10	18.40	11.20
PARAMETRE																		
Température	13,5	14,0	14,0	15,0	14,8	14,6	7,5	11	7,8	11,2	13,6	15,0	9,5	4,8	10,5	10,5	13,2	15,5
pH	-	-	6,8	6,85	7,4	6,9	6,8	7,0	6,7	7,0	7,6	6,5	6,45	6,55	6,65	6,85	6,75	6,4
O ₂ dissous	9,4	9,1	9,0	10,1	10,0	9,4	9,4	10,4	10,8	10,7	11,4	7,9	10,3	12,6	-	11,7	9,9	9,5
O ₂ % saturation	91	89	88	101	100	93	79	95	92	99	111	79	91	100	-	106	95	96
DBO ₅	-	-	0,8	1,0	-	2,6	0,5	3,0	3,0	0,3	1,55	1,25	2,3	2,8	-	1,5	1,2	2,2
Nitrate	0,67	-	1,57	2,80	2,65	1,44	2,13	2,35	3,64	-	-	2,21	1,92	3,81	-	3,01	3,08	2,97
Nitrite	0,033	-	0,025	0,045	0,022	0,005	0,019	0,013	0,007	0,010	-	0,006	0,011	0,007	-	0,005	0,016	0,030
Ammonium	-	-	-	-	-	0,010	-	0,108	0,020	0,006	0,005	0,397	0,226	0,117	0,121	0,077	0,152	0,107
Phosphate	0,098	-	0,069	0,061	0,043	0,048	0,040	0,031	0,012	-	-	0,059	0,011	0,013	-	0,009	0,007	0,036
Silice	-	-	0,85	5,76	2,57	1,60	1,05	0,78	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-	-

LANDERNEAU : (PONT DU VOES-GLAS)

DATE	02.10 1976	03.11 1976	23.12 1976	15.02 1977	01.04 1977	26.05 1977	05.08 1977
Heure	9.15	8.00	14.45	15.15	8.45	14.20	12.00
PARAMETRE							
Température	14,5	9,5	9,0	8,0	10,00	13,0	16,0
pH	7,05	7,05	7,10	6,7	6,95	7,1	6,6
O ₂ dissous	8,9	10,5	11,4	8,9	10,6	10,3	8,65
O ₂ % Saturation	87	92	99	75	94	98	88
DBO ₅	4,2	4,95	3,6	1,8	3,35	2,5	-
Nitrate	3,19	3,84	5,38	-	3,72	5,15	5,81
Nitrite	0,099	0,050	0,029	-	0,024	0,043	0,070
Ammonium	0,357	0,360	0,205	0,191	0,176	0,413	0,054
Phosphate	0,136	0,044	0,025	-	0,021	0,052	0,102
Silice	-	-	-	-	-	-	-

OZONE

DATE	02.10 1976	03.11 1976	23.12 1976	15.02 1977	01.04 1977	26.05 1977	03.07 1977
Heure	-	8.30	14.35	15.00	9.00	14.50	19.40
PARAMETRE							
Température	14,2	9,2	9,0	8,0	10,0	14,0	18,7
pH	7,25	7,05	6,9	6,8	7,0	7,2	6,9
O ₂ dissous	9,2	10,75	11,3	11,35	10,6	10,4	11,45
O ₂ % Saturation	90	94	98	96	94	101	(123) (1)
DBO ₅	2,65	3,7	2,7	3,55	3,9	1,6	4,5
Nitrate	3,25	3,93	6,05	-	< 4,41	5,78	5,81
Nitrite	0,083	0,060	0,044	-	> 0,030	0,050	0,068
Ammonium	0,40	0,356	0,267	0,226	0,142	0,273	0,075
Phosphate	0,077	0,046	0,036	-	0,049	0,045	0,154
Silice	-	-	-	-	-	-	-

(1) Valeur douteuse

RETENUE DE LA FONDERIE ; LA ROCHE MAURICE - CYCLE 1976 - 1977

	LA FONDERIE								LA ROCHE MAURICE	
DATE	29.09 1976	29.09 1976	03.11 1976	15.12 1976	15.02 1977	01.04 1977	25.05 1977	03.07 1977	03.11 1976	23.12 1976
Heure	11.15	11.35	09.15	11.35	14.45	09.30	16.10	19.25	08.45	14.20
PARAMETRE	(1)	(2)	(1)	(2)	(2)	(2)	(2)	(2)		
Température	17,0	17,0	9,1	5,5	7,5	10,0	13,5	19,0	9,2	8,5
pH	6,65	6,7	6,8	6,8	6,7	6,9	7,2	6,65	6,95	6,85
O ₂ dissous	4,6	7,05	9,75	12,15	11,3	10,5	10,1	8,85	10,6	11,3
O ₂ % Saturation	48	73	85	96,5	95	93	97	95	92	97
DBO ₅	≥ 4,6	2,45	3,05	1,55	3,6	1,65	3,1	2,0	3,6	2,9
Nitrate	3,33	3,30	3,65	9,2	-	2,74	4,51	5,64	3,57	5,0
Nitrite	0,106	0,112	0,050	0,016	-	0,013	0,034	0,074	0,052	0,025
Ammonium	0,415	0,386	0,388	0,178	0,178	0,325	0,232	0,154	0,352	0,197
Phosphate	0,087	0,053	0,034	0,021	-	0,086	0,038	0,116	0,034	0,031
Silice	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(1) Prélèvement dans la retenue de LA FONDERIE

(2) Prélèvement en aval immédiat de la retenue de LA FONDERIE à partir du 15.12 inclus le barrage était détruit.

KERFAVEN

	CYCLE 1974 - 1975					CYCLE 1976 - 1977						
DATE	26.09 1974	08.11 1974	08.04 1975	22.04 1975	31.05 1975	29.09 1976	03.11 1976	15.12 1976	15.02 1977	01.04 1977	26.05 1977	03.07 1977
Heure						11.00	9.30	11.20	14.30	9.45	16.25	19.10
PARAMETRE						(1)						
Température	12,0	11,3	10,2	10,9	13,7	16,0	8,7	5,0	7,5	10,0	13,5	19,0
pH	7,1	7,2	7,1	6,9	7,2	7,0	6,8	6,75	6,6	6,7	7,0	6,6
O ₂ dissous	9,6	9,5	10,1	11,6	10,2	7,7	10,65	12,15	11,3	10,5	10,55	9,05
O ₂ % Saturation	89	87	90	105	98	78	92	95	95	93	101	98
DBO ₅	2,65	-	2,6	3,45	2,7	4,05	1,5	1,55	4,75	2,3	6,75	≥9,05
Nitrate	1,67	3,53	4,90	-	-	3,88	3,28	5,89	-	3,50	4,77	5,17
Nitrite	0,040	0,035	0,042	0,029	-	0,157	0,028	0,015	-	0,018	0,052	0,089
Ammonium	0,006	0,186	0,028	0,022	0,025	0,86	0,212	0,198	0,178	0,144	0,231	0,183
Phosphate	0,065	0,045	0,071	-	-	0,46	0,022	0,017	-	0,021	0,085	0,140
Silice	3,75	2,04	2,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(1) Eau particulièrement turbide.

RUISSEAU DE LA MONTAGNE

	CYCLE 1974 - 1975		CYCLE 1976 - 1977								
DATE	07.05 1975	14.05 1975	02.10 1976	03.11 1976	15.12 1976	15.02 1977	01.04 1977	01.04 1977	26.05 1977	03.07 1977	03.08 1977
Heure			-	10.15	11.00	14.10	10.15	10.15	19.45	12.00	16.00
PARAMETRE								(1)			
Température	11,6	13,7	14,0	8,7	7,2	9,0	10,5	10,5	13,5	15,5	18,0
pH	7,5	7,5	7,3	7,3	7,15	6,95	7,1	-	6,75	6,7	7,00
O ₂ dissous	9,6	8,9	8,65	8,3	10,45	9,6	9,0	-	3,5	6,85	2,1
O ₂ % Saturation	88	85	84	71	87	83	81	-	34	69	22
DBO ₅	7,4	8,4	3,9	≥8,3	11,3	9,6	18,5	-	(1) ≥3,5	5,2	-
Nitrate	-	5,85	4,52	3,82	5,99	-	2,15	11,6	3,92	6,44	0,190
Nitrite	-	0,046	0,098	0,117	0,111	-	0,063	0,17	0,61	0,37	0,170
Ammonium	0,158	0,151	0,86	2,07	1,34	0,74	≥0,53 (3)	-	2,13	1,23	0,62
Phosphate	-	0,43	1,33	0,30	0,18	-	0,185	3,66	2,47	0,174	2,75
Silice	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- (1) Sortie de station d'épuration
 (2) Prélèvement non dilué
 (3) Mélange incorrect des réactifs.

ELORN : AVAL DU RUISSEAU DE LA MONTAGNE

CYCLE 1974 - 1975										
DATE	17.07 1974	30.07 1974	29.08 1974	29.08 1974	10.10 1974	08.11 1974	10.12 1974	08.01 1975	17.04 1975	31.05 1975
Heure										
PARAMETRE	(1)	(1)	(1)	(2)	(1)	(1)	(3)	(1)	(1)	(1)
Température	14,0	15,0	14,5	14,0	7,5	11,2	9,6	10,3	11,8	13,6
pH	7,0	7,0	7,5	-	7,05	7,2	7,2	6,95	7,25	7,4
O ₂ dissous	10,6	9,6	10,3	-	10,2	9,9	6,5	10,8	7,7	8,0
O ₂ % Saturation	103	95	101	-	85	90	57	97	71	77
DBO ₅	1,85	1,7	3,3	-	0,7	-	-	1,0	7,7	8,6
Nitrate	1,84	3,80	3,04	3,51	2,66	3,22	6,80	4,24	-	-
Nitrite	0,044	0,045	0,053	0,29	0,029	0,029	0,154	0,029	0,046	-
Ammonium	-	-	-	-	-	0,27	0,39	0,034	0,28	0,23
Phosphate	0,139	0,089	0,079	1,89	0,041	0,041	1,24	0,034	-	-
Silice	1,24	6,24	2,65	5,84	1,52	1,20	1,50	1,65	-	-

- (1) Zone de mélange effluent-rivière
 (2) Sortie de l'effluent (présence de sang le 29.08.1974)
 (3) Dans la zone de la rivière rougie par le sang.

LE QUILLIVARON

DATE	CYCLE 1974 - 1975					CYCLE 1976 - 1977								
	08.01 1975	07.05 1975	14.05 1975	07.05 1975	14.05 1975	29.09.1976		03.11.1976		15.12 1976	15.02 1977	01.04 1977	26.05 1977	03.07 1977
Heure						10.30	10.45	10.50	10.30	10.45	13.45	10.25	19.25	11.45
PARAMETRE	(1)	(2)	(2)	(3)	(3)	(1)	(4)	(1)	(4)	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)
Température	10,7	11,3	13,5	12,0	14,5	15,0	15,5	8,9	9,0	5,5	8,0	10,5	13,1	14,5
pH	7,1	7,6	7,6	7,6	7,5	7,0	6,9	7,0	6,55	6,9	6,9	7,05	7,05	6,6
O ₂ dissous	10,5	10,3	8,2	4,5	1,15	7,0	9,45	10,4	11,4	12,7	11,0	10,05	10,05	11,6
O ₂ % Saturation	95	94	79	42	11	69	95	90	99	101	93	90	96	114
DBO ₅	2,6	9,3	8,6	-	21	5,2	0,95	4,4	1,85	4,0	4,2	8,0	5,1	6,1
Nitrate	6,09	-	6,16	-	3,22	4,44	2,63	4,73	2,38	7,66	-	4,07	6,36	6,51
Nitrite	0,073	-	0,070	-	0,316	0,130	0,038	0,088	0,012	0,045	-	0,051	0,107	0,111
Ammonium	0,017	0,20	0,143	0,47	0,42	> 34	0,306	0,64	0,210	0,46	0,36	0,47	> 2,54	0,34
Phosphate	0,074	-	0,53	-	9,6	0,87	0,028	0,058	0,014	-	-	0,060	0,065	0,177
Silice	1,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

- (1) Partie basse, juste avant la confluence
- (2) Partie moyenne
- (3) Zone de rejets
- (4) Elorn : 100 m sous la confluence

MILIN GREIS 1974 - DOURCAME (confluence) cycle 1976-1977

	MG 1974		DOURCAME 1976-1977			
Date	17.07 1974	30.07 1974	29.09 1976	05.11 1976	26.05 1977	03.07 1977
Heure			10.05	10.15	10.05	11.30
PARAMETRE			(1)	(1)	(2)	(2)
Température	14,5	14,0	15,0	9,8	13,5	16,0
pH	7,7	6,7	7,2	7,0	6,8	6,45
O ₂ dissous	9,0	9,6	9,95	10,8	10,4	9,8
O ₂ % Saturation	89	94	100	97	100	100
DBO ₅	0,95	1,15	0,8	1,35	1,0	1,8
Nitrate	1,62	3,11	3,57	4,37	6,29	3,21
Nitrite	0,031	0,045	0,008	0,019	0,017	0,040
Ammonium	-	-	0,121	0,150	0,085	0,122
Phosphate	0,071	0,068	0,022	0,015	0,018	0,038
Silice	0,76	3,90	-	-	-	-

(1) Prélèvements effectués dans l'affluent, juste avant la confluence

(2) Prélèvements effectués dans l'Elorn, en aval de la confluence.

PISCICULTURE DE MENAOUEN

DATE	17.10.1974		05.11.1976	
Heure			10.00	9.30
PARAMETRE	AMONT	AVAL	AMONT	AVAL
Température	6,0	6,0	9,5	9,7
pH	-	-	6,45	6,35
O ₂ dissous	-	5,9	10,3	-
O ₂ % Saturation	-	47	91	-
DBO ₅	-	-	2,3	-
Nitrate	1,75	2,00	1,92	1,97
Nitrite	0,003	0,011	0,011	0,010
Ammonium	-	-	0,226	0,564
Phosphate	0,019	0,176	0,011	0,069
Silice	1,045	1,055	-	-

ANNEXE II

POURCENTAGE D'AMMONIAC DANS
LES SOLUTIONS AQUEUSES POUR DES
TEMPERATURES DE 0 A 30° C ET DES pH DE 6 A 10

D'après le journal of "fisheries research Board of
Canada, Vol. 32 (12), 1975.

Temp (C)	pH								
	6.0	6.5	7.0	7.5	8.0	8.5	9.0	9.5	10.0
0	.00827	.0261	.0826	.261	.820	2.55	7.64	20.7	45.3
1	.00899	.0284	.0898	.284	.891	2.77	8.25	22.1	47.3
2	.00977	.0309	.0977	.308	.968	3.00	8.90	23.6	49.4
3	.0106	.0336	.106	.335	1.05	3.25	9.60	25.1	51.5
4	.0115	.0364	.115	.363	1.14	3.52	10.3	26.7	53.5
5	.0125	.0395	.125	.394	1.23	3.80	11.1	28.3	55.6
6	.0136	.0429	.135	.427	1.34	4.11	11.9	30.0	57.6
7	.0147	.0464	.147	.462	1.45	4.44	12.8	31.7	59.5
8	.0159	.0503	.159	.501	1.57	4.79	13.7	33.5	61.4
9	.0172	.0544	.172	.542	1.69	5.16	14.7	35.3	63.3
10	.0186	.0589	.186	.586	1.83	5.56	15.7	37.1	65.1
11	.0201	.0637	.201	.633	1.97	5.99	16.8	38.9	66.8
12	.0218	.0688	.217	.684	2.13	6.44	17.9	40.8	68.5
13	.0235	.0743	.235	.738	2.30	6.92	19.0	42.6	70.2
14	.0254	.0802	.253	.796	2.48	7.43	20.2	44.5	71.7
15	.0274	.0865	.273	.859	2.67	7.97	21.5	46.4	73.3
16	.0295	.0933	.294	.925	2.87	8.54	22.8	48.3	74.7
17	.0318	.101	.317	.996	3.08	9.14	24.1	50.2	76.1
18	.0343	.108	.342	1.07	3.31	9.78	25.5	52.0	77.4
19	.0369	.117	.368	1.15	3.56	10.5	27.0	53.9	78.7
20	.0397	.125	.396	1.24	3.82	11.2	28.4	55.7	79.9
21	.0427	.135	.425	1.33	4.10	11.9	29.9	57.5	81.0
22	.0459	.145	.457	1.43	4.39	12.7	31.5	59.2	82.1
23	.0493	.156	.491	1.54	4.70	13.5	33.0	60.9	83.2
24	.0530	.167	.527	1.65	5.03	14.4	34.6	62.6	84.1
25	.0569	.180	.566	1.77	5.38	15.3	36.3	64.3	85.1
26	.0610	.193	.607	1.89	5.75	16.2	37.9	65.9	85.9
27	.0654	.207	.651	2.03	6.15	17.2	39.6	67.4	86.8
28	.0701	.221	.697	2.17	6.56	18.2	41.2	68.9	87.5
29	.0752	.237	.747	2.32	7.00	19.2	42.9	70.4	88.3
30	.0805	.254	.799	2.48	7.46	20.3	44.6	71.8	89.0