Institutional Repository - Research Portal
Dépôt Institutionnel - Portail de la Recherche
researchportal.unamur.be
University of Namur

THESIS / THÈSE

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Réintroduction de peuplements de saumons en Semois: aspect physico-chimique et eutrophisation

Maire, Marie-Noëlle

Award date:
1991

Awarding institution:
Universite de Namur

Link to publication

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

Take down policy
If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Download date: 02. May. 2026

REINTRODUCTION DE PEUPLEMENTS DE SAUMONS EN SEMOIS. ASPECT PHYSICO-CHIMIQUE ET EUTROPHISATION.

MAIRE Marie-Noëlle

1990-1991

REINTRODUCTION DE PEUPLEMENTS DE SAUMONS EN SEMOIS. ASPECT PHYSICO-CHIMIQUE ET EUTROPHISATION.

MAIRE Marie-Noëlle

1990-1991

Facultés universitaires Notre-Dame de la Paix
FACULTE DES SCIENCES
Rue de Bruxelles 61 - 5000 NAMUR
tél. 081/72.41.11 - telex 59222 Facnam-b - Telefax 081/23.03.91

Réintroduction de peuplements de saumons atlantiques (*Salmo salar L.*) en Semois-Aspects physico-chimiques et eutrophisation.

Maire Marie-Noëlle

Résumé

Les raisons qui motivent l'entreprise ambitieuse de réintroduction du saumon en Semois sont diverses et la moindre n'est sans doute pas la force symbolique associée à un défi écologique qui vise la reconquête de la qualité de l'eau et des habitats aquatiques.
La problématique de cette restauration consiste à s'assurer que l'environnement d'eau douce de la Semois est apte à répondre aux normes requises de qualité des eaux pour la survie du saumon. Depuis plusieurs années, la Semois semble constituer une rivière où le stade d'eutrophisation est avancé. Celle-ci a pour conséquence d'abaisser la concentration en oxygène la nuit, une forte activité respiratoire se produisant. De plus, une élévation de pH, produite comme conséquence d'une forte activité photosynthétique le jour, favorise le déplacement de l'équilibre de l'ammonium vers l'ammoniaque, qui est toxique pour le saumon. Les principaux facteurs pouvant nuire à l'introduction du saumon sont la teneur en ammoniaque et la teneur en oxygène. Nos analyses physico-chimiques n'ont révélé aucune situation catastrophique aux trois stations étudiées.

Mémoire de licence en Sciences biologiques
Septembre 1991
Promoteur : J.C. Micha

Remerciements

Au terme de ce mémoire, je voudrais particulièrement remercier Monsieur le Professeur Micha, qui m'a aimablement acceptée dans son département.

Mes remerciements vont également à Monsieur l'ingénieur agronome Alain Gillet, pour son aide efficace dans la réalisation de ce travail.

Monsieur le professeur Descy a également droit à ma gratitude pour ses conseils judicieux.

Merci aussi au personnel du Laboratoire Uneced pour l'ambiance sympatique apportée au cours de cette année.

Je ne puis oublier les nombreuses personnes qui m'ont apporté leur concours dans les travaux sur le terrain.

Enfin,j'exprime ma sincère reconnaisance à toutes les personnes, qui de loin ou de près, m'ont aidé à la réalisation de ce travail.

INTRODUCTION.

Grâce à la qualité et à la valeur de sa chair mais aussi comme symbôle de la force animale, le saumon a, de tout temps, intéressé et fasciné les hommes. Naguère, il était largement répandu dans les grandes rivières européennes et allait, dans le bassin de la Meuse, se reproduire jusqu'en Chiers et en Semois.

Mais il a suffi d'une centaine d'années, de 1850 à 1950, pour que les activités humaines (pollution, barrages de rivières...) entraînent son extinction.

Un évènement écologique majeur survenu en 1983 -la redécouverte de truites de mer, migrateurs importants- a ouvert la perspective de reconstruire au départ de repeuplements une population de saumons.

Les raisons qui motivent cette entreprise ambitieuse sont diverses et la moindre n'est sans doute pas la force symbolique associée à un défi écologique qui vise la reconquête de la qualité de l'eau et des habitats aquatiques.

La problématique de restauration du saumon atlantique consiste à s'assurer que les différentes phases de son cycle biologique sont possibles. L'environnement d'eau douce, où les juvéniles passent les premières années de leur vie, est le principal facteur limitant de sa production.

Pour recréer des stocks de saumons atlantiques, il est dès lors important de pouvoir estimer le niveau de qualité des eaux choisies comme site de réintroduction de l'espèce. La Semois, en cela pourrait constituer un site intéressant de réintroduction du saumon, car celui-çi venait s'y reproduire auparavant.

Une étude physico-chimique des eaux de la Semois ainsi que du problème d'eutrophisation sera réalisée en vue de déterminer si celles-ci sont aptes à accepter des repeuplements en saumons.

L'eutrophisation résultant le plus généralement d'un apport excessif en substances nutritives, une analyse de l'évolution des concentrations en nutriments sera effectuée en 3 stations de Moyenne et Basse Semois; à Termes, Herbeumont et Bouillon.

Des variations de pH et de teneurs en oxygène dissous résultent d'une eutrophisation excessive. Des mesures de pH, de température, ainsi que des enregistrements des variations de teneurs en oxygène disssous seront effectuées régulièrement à partir du printemps (tous les 15 jours). Ceci sera réalisé afin d'observer les variations possibles des paramètres physico-chimiques avec la saison et l'avancement de croissance de la végétation aquatique.

Mais avant de passer à la partie expérimentale du travail, une présentation du bassin hydrographique étudié, du problème d'eutrophisation ainsi que des exigences du saumon sera effectuée dans la synthèse bibliographique.

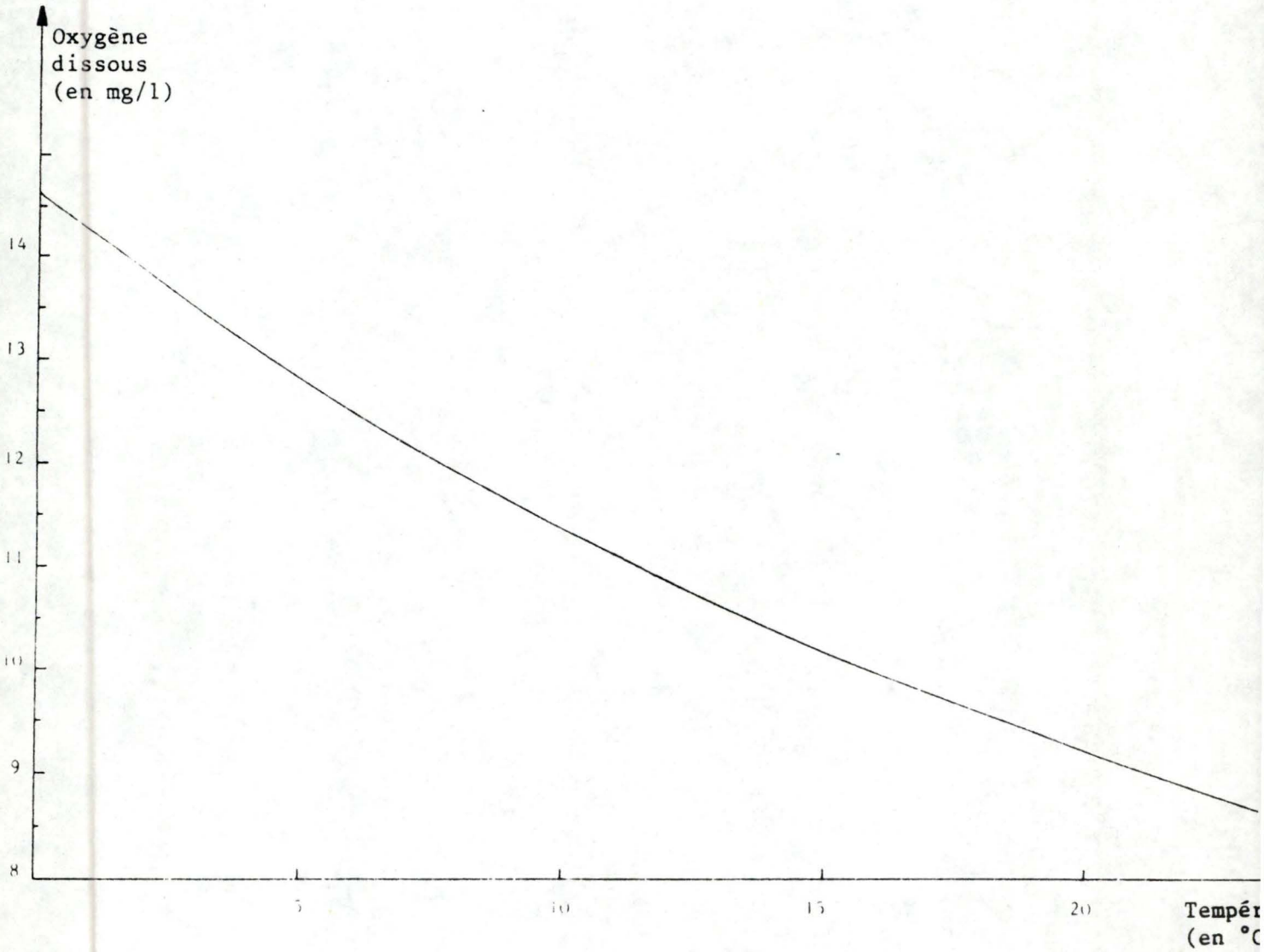


Figure 1.1. Solubilité de l'oxygène en fonction de la température.
(d'après la F.U.L, 1978).

1. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.

1.1. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX.

1.1.1. PARAMETRES PHYSIQUES DE L'EAU.

1.1.1.1. La température.

La température représente un facteur dont l'influence s'exerce à deux niveaux :

a. Niveau chimique: elle influence les constantes d'équilibre;
elle influence la cinétique des réactions.

Ainsi,en solution aqueuse,l'azote ammoniacal se présente sous 2 formes liées par la réaction suivante :

$$NH4^+ = NH3 + H^+$$

Cette réaction est dépendante du pH et de la température.
La distribution de chacune de ces espèces est gouvernée par l'équilibre suivant :

$$Ka = \frac{(NH3)\,(H^+)}{(NH4^+)}$$

La constante d'équilibre de cette réaction dépend fortement de la température :

$$\text{Log } Ka = \frac{0{,}11 + 2700}{273 + T°}$$

L'introduction du paramètre température permet donc de calculer la constante d'équilibre de cette réaction (Eifac,1971).

L'influence de la température est aussi particulièrement importante sur la dissolution de l'oxygène dans l'eau (fig.1.1).

Sa solubilité est, en effet, fonction de la température et de la pression atmosphérique, comme le montre la loi de Henry :

$$(X)l = K' (X)g$$

$$(X)g = Px / RT°$$

(X)l = concentration du gaz dans la phase liquide;
(X)g = concentration du gaz dans la phase gazeuse;
P = pression partielle du gaz dans la phase gazeuse;
R = constante des gaz parfaits;
T°= température en °K;
K' = coefficient de solubilité du gaz.

La solubilité de l'oxygène dans l'eau varie donc à pression constante, en raison inverse de la température (Mc Donnell, 1982).

Les conséquences de cette loi pour les organismes aquatiques sont critiques pour l'oxygène, malgré sa pression partielle élevée dans l'air (20% de la pression atmosphérique),vu sa faible solubilité dans l'eau;

K' = coefficient de solubilité dans l'eau,

à 24° K' = 0,02905;
à 12° K' = 0,03671;
à 6° K' = 0,04189.

b. Niveau biologique: elle influence l'ensemble du métabolisme.

Ainsi,la température règle la croissance et la reproduction des poissons, de manière directe ou indirecte (voir 1.4.2.1.1) (Brown, 1971).

1.1.1.2. Le pH.

Le pH de l'eau est essentiellement fonction des terrains traversés, ainsi que de l'activité des organismes vivants par l'action du CO_2 (Simonsen, 1978).

Le CO_2, en tant que source de carbone inorganique pour la production primaire, provient des échanges gazeux avec l'atmosphère, de la respiration de la biocénose et de la dissociation des bicarbonates.

Il existe cependant en solution aqueuse sous différentes formes qui apparaissent du fait de la formation d'acide carbonique par combinaison du $C0_2$ avec l'eau.

L'hydratation du C02 est un phénomène lent; de sorte que la formation de l'acide carbonique est incomplète. On n'obtient donc pas une solution pure d'acide carbonique, mais un mélange de C02 dissous non hydraté et d'acide carbonique, que l'on désigne H2CO3*.

La dissociation du H2CO3* donne (Westlake, 1980) :

$$(1)\ H2CO3^* = H^+ + HCO3^{--} \quad \text{avec } k1 = 10^{-6,3}$$

$$(2)\ HCO3^{--} = CO3^{--} + H^+ \quad \text{avec } k2 = 10^{-10,3}$$

La réaction dominante est la dissociation de H2CO3* (k1 élevé).

Le pH (= -log (H^+)) va dépendre principalement de l'équation (1), et en particulier du rapport ($HCO3^{--}$ / H2CO3*) (Descy, 1990).

On a en effet : $k1 = (H^+ + HCO3^-) / H2CO3^*$

$$ph = pk1 + \log (HCO3^-/ H2CO3^*)$$

La dissolution des roches, sous l'action de l'acide carbonique, met en solution des cations et des ions bicarbonates. Le résultat de cette dissolution est donc d'augmenter la concentration en HCO3- et en cations libres, ce qui entraîne une élévation de pH de l'eau (Demoulin, 1978).

La plus ou moins grande stabilité du pH est liée au pouvoir tampon de l'eau, lui-même fonction de la nature des terrains traversés (Simonsen, 1978). Ce pouvoir est d'autant meilleur que les concentrations en $HCO3^-$ et $CO3^{--}$ sont élevées.

En effet, de la combinaison des équations (1) et (2), on tire :

$$CO3^{--} + H2O + CO2 = 2HCO3^-$$

Avec cet équilibre, on est en présence d'un système tamponné, d'autant plus efficace que les eaux sont alcalines, c'est- à - dire, riches en $HCO3^-$. Si on ajoute un acide à une eau naturelle, les ions

H^+ réagissent avec les ions OH^- produits par $HCO3^-$ et $CO3^{--}$. Il y a stabilisation du pH.

1.1.2. PARAMETRES POUVANT TRADUIRE UNE POLLUTION ORGANIQUE.

1.1.2.1. Teneur en oxygène dissous.

Un des plus communs et des plus importants changements lié à la pollution de l'eau est la variation de concentration en oxygène dissous. Cela se produit à différentes étendues dans toutes les eaux recevant des déchets domestiques et industriels contenant de la matière organique putrescible.

La concentration en oxygène dans un milieu aquatique dépend de divers processus qui peuvent se résumer comme suit (Boll,1983) :

$$dO2/dt = P - R + D$$

où P = production par photosynthèse
R = consommation par respiration
D = réaération

La production par photosynthèse dépend de la biomasse de producteurs et de leur activité photosynthétique.
La consommation d'oxygène dépend de la respiration de l'ensemble de la biocénose, en particulier de la biodégradation des matières organiques par les décomposeurs .
Le taux de réaération dépend de la profondeur du cours d'eau ainsi que de la vitesse du courant.

1.1.2.2. Formes d'azote.

L'azote est présent dans les eaux naturelles sous différentes formes :

-azote gazeux N2 : gaz inerte, faiblement soluble, provenant de l'atmosphère ou de la dénitrification;
-azote minéral, comprenant les nitrates, les nitrites et l'ammoniaque;
-azote organique : azote associé à la matière organique, dissous ou particulaire (Howards, 1985).

En solution aqueuse, l'azote ammoniacal peut se présenter sous deux formes liées par la réaction suivante (Eifac, 1971):

$$NH_4^+ = NH_3 + H^+$$

NH_4^+ est en équilibre avec NH_3 en fonction du pH.

A pH alcalin, l'équilibre est déplacé vers la formation de NH_3, favorisé par une élévation de température. NH_3 est toxique, notamment pour les poissons .
NH_4^+ est produit par la dégradation hétérotrophe de la matière organique et par l'excrétion des animaux (en concentration moindre).

En conditions oxydantes, NH_4^+ est rapidement converti en NO_3^- par nitrification (Parnas, 1975) :

$$NH_4^+ + 1/2\ O_2 = 2\ H^+ + NO_2^- + H_2O \quad \text{(Nitrosomonas)}$$

$$NO_2^- + 1/2\ O_2 = NO_3^- \quad \text{(Nitrobacter)}$$

En conditions anaérobies, il y a utilisation du NO_3^- et NO_2^- comme accepteur de protons pour la dégradation de la matière organique (Dénitrification).La séquence de réduction est : NO_3 - NO_2 - N_2O - N_2. Ainsi, dans les rivières dont les eaux sont bien oxygénées, l'azote minéral se trouve pour au moins 95 % sous forme de nitrates; la part de l'ammoniaque ne dépasse pas 2 à 5 % et celle des nitrites 1 à 2 %. (Centre Technique Mons, 1979).

L'azote, constituant essentiel des organismes, est susceptible d'être assimilé et utilisé par un édifice trophique aquatique et contribue alors à augmenter sa production. Son incorporation s'effectue principalement par les voies suivantes :

-l'azote organique est surtout utilisé par les organismes décomposeurs qui rejettent principalement dans le milieu de l'azote ammoniacal,
-l'azote ammoniacal est oxydé par certaines bactéries jusqu'à la forme nitrique ou absorbé directement par certains végétaux,
-les nitrates sont utilisés par les organismes producteurs (végétaux) pour la synthèse des acides aminés,qui sont assimilables par tous les organismes dits "consommateurs".

L'assimilation se fait de préférence par NH_4^+, ensuite NO_3^-. L'utilisation des nitrates consomme, en effet, plus d'énergie, les NO_3^- devant être réduits par l'action d'une enzyme, la nitrate réductase (Nichols, 1983).

Les apports en azote se font surtout par le bassin versant, résultant du lessivage et de l'érosion des sols et étroitement dépendants de l'utilisation des sols; ce sont surtout les ions $NO3^-$, plus mobiles que les ions $NH4^+$, qui sont concernés par ce processus. Les sources d'azote sont nombreuses, de sorte qu'il est rarement limitant dans les régions développées en agriculture intensive, où le lessivage des sols des bassins versants est fréquemment un terme majeur du bilan en azote. Néanmoins, si les apports sont faibles ou si la demande est forte suite à une forte productivité, le recyclage par minéralisation des matières organiques et éventuellement la fixation d'N2 deviennent les processus majeurs (Reddy, 1983).

Dans les eaux courantes, les concentrations en nitrates sont fluctuantes, et plus élevées en hiver qu'en été; les nitrates libérés par la décomposition des matières organiques étant peu consommés par la végétation pendant la saison froide (Likens, 1972).

Les concentrations en nitrates des eaux diffèrent aussi suivant l'occupation du sol : en site forestier, Cluis (1988) trouve des valeurs moyennes de 0,13 mg/l de N(NO3) pour des rivières américaines. Dans les zones agricoles, les valeurs sont plus élevées : variant de 0,15 à 0,30 mg/l de N(NO3) pour des rivières de Suède centrale.

1.1.2.3. Formes du phosphore.

Le phosphore est souvent le facteur limitant de la croissance des végétaux aquatiques, étant donné les faibles concentrations de phosphore assimilables dans les eaux naturelles : ses sources sont plus limitées que pour l'azote, son taux de disparition est élevé et les formes biologiquement assimilables,chimiquement très réactives sont aisément rendues indisponibles.

Il existe sous les formes principales suivantes :
-Le P inorganique dissous, principalement des orthophosphates ($PO4^{---}$, $HPO4^{--}H2PO4^-$) , est la forme dissoute directement assimilable par les végétaux,
-le P organique dissous, dont une fraction peut être présente sous forme colloïdale,
-le P organique particulaire, qui est la fraction majeure : c'est le P de la matière vivante (végétaux et animaux), de la matière organique morte et détritique, ainsi que le P associé à des colloïdes organiques .

Le P inorganique est fortement réactif et réagit avec des cations divers (Ca^{++},Fe^{+++}) surtout en conditions oxydantes, formant des composés insolubles qui sédimentent. Les orthophosphates s'adsorbent aussi sur des colloïdes organiques et inorganiques et des particules minérales (argiles) et sont ainsi retirés de la phase aqueuse par sédimentation. Une partie du P parvenant ainsi au sédiment par les processus d'adsorption - précipitation - sédimentation peut être resolubilisé, en conditions réductrices. Le P peut ainsi être remis en suspension rapidement.

Le P organique dissous peut être utilisé par les plantes grâce à l'hydrolyse par des phosphatases alcalines attachées à la surface des cellules ou libérées dans l'eau. La production de cet enzyme est induite par une carence en P inorganique.

Le P organique particulaire associé aux biomasses et à la matière organique est recyclé par la biodégradation et transformé en P organique dissous et P inorganique; ces 2 formes sont également produites par l'excrétion des organismes et peuvent ainsi être recyclées rapidement (Howards, 1985).

La majorité des apports en phosphore se fait par écoulement en surface, qui comprend une contribution importante des effluents domestiques et industriels (le P des détergents y contribuerait pour 50 %). Etant donné la faible disponibilité du P inorganique, et son caractère limitant pour la production primaire, tout apport extérieur aux systèmes aquatiques, va entraîner une augmentation de la productivité (Reddy, 1983).

1.2. **L'EUTROPHISATION.**

1.2.1. GENERALITES.

L'eutrophisation fait partie de l'ensemble des problèmes de la pollution des eaux de surface; c'est-à-dire des lacs et des eaux courantes. Elle peut se définir comme un enrichissement des eaux de surface en substances nutritives, permettant une augmentation de la production primaire, entraînant ainsi un développement excessif de la biomasse végétale.

Il en résulte une augmentation des flux d'énergie -ou de carbone-, aux différents niveaux trophiques de l'écosystème et donc un accroissement de la productivité globale du système. Celui-ci peut être bénéfique s'il reste modéré, mais des effets catastrophiques se manifestent en cas d'eutrophisation accentuée (Dawson, 1988).

Ce phénomène est un processus naturel bien connu dans le cas des lacs résultant du vieillissement géologique de ces écosystèmes semi-fermés. Par un enrichissement progressif de leurs eaux, ils passent d'un état d'origine oligotrophe à l'état mésotrophe pour arriver à l'état eutrophe et finalement au comblement total de la cuvette par une végétation marécageuse.

Dans les rivières, l'enrichissement des eaux constamment renouvelées paraît théoriquement plus difficile. On assiste cependant, dans nos contrées où l'incidence de l'activité humaine sur le réseau hydrographique est importante, à une certaine eutrophisation de certains cours d'eau (Likens, 1972).

Globalement, les nutriments responsables de cette eutrophisation sont amenés dans les réseaux hydrographiques via deux processus majeurs : d'une part, par le lessivage des sols agricoles et forestiers au niveau du bassin versant, et d'autre part, par des rejets d'origine humaine, domestique, agricole et industrielle. Une partie des nutriments présents dans les eaux de surface provient également du recyclage de la matière organique endogène (producteurs primaires et secondaires) et exogène (effluents organiques d'origine anthropique) (Noirfalise, 1977).

Les principales sources de ces nutriments ne sont pas équivalentes qualitativement. On estime par exemple que 80 % des apports d'azote dans les eaux naturelles proviennent des sols des bassins versants; dans une proportion équivalente, le phosphore se trouve principalement dans les effluents domestiques et industriels, sous forme organique ou dans les détergents (Haslam, 1987).

1.2.2. PRODUCTEURS PRIMAIRES.

Dans un écosystème rivière considéré essentiellement du point de vue fonctionnel, la production autotrophe de matière organique est assurée par deux types de végétaux : des végétaux fixés sur le fond (=phytobenthos) et des algues en suspension dans l'eau (=phytoplancton). Les facteurs écologiques fondamentaux qui gouvernent ces deux types de production, planctonique et benthique, sont les mêmes, à savoir la température, la lumière et les nutriments.

Cependant, la nature du phytobenthos et du phytoplancton leur confère une dynamique de développement propre. Le phytoplancton

se compose d'algues microscopiques à croissance rapide en conditions favorables, déplacées avec la masse d'eau.

La dilution par les apports latéraux ne permet son développement que dans les portions des rivières à section suffisante et dans des conditions hydrologiques adéquates : ceci restreint le développement du phytoplancton vrai (se multipliant dans la masse d'eau) au cours inférieur des rivières (Westlake, 1980).

Les cours supérieur et moyen sont caractérisés par le développement du phytobenthos, qui comporte 2 composantes :

-le périphyton (algues microscopiques attachées ou associées à différents substrats),
-les macrophytes (plantes aquatiques visibles à l'oeil nu), se composant en fait, d'algues filamenteuses, de divers types de bryophytes et de plantes supérieures. Leur développement est limité à la période du printemps à l'automne (algues,plantes supérieures) ou s'étale sur plusieurs années (bryophytes,à croissance lente).

Dans le cas des plantes supérieures, l'enracinement est indispensable; elles ne peuvent donc s'implanter que dans des sites où les conditions d'écoulement et de substrat sont favorables. Elles sont donc, la plupart du temps, absentes du cours supérieur des rivières. Dans ces zones amont, la production autochtone de matière organique est souvent réduite et l'écosystème fonctionne de façon prédominante à partir du carbone allochtone (apports du bassin versant). Vers l'aval, les végétaux benthiques sont principalement limités par la transparence de l'eau, vu l'augmentation de la charge en suspension et le développement du phytoplancton (Symoens, 1957).

1.2.3. CONSEQUENCES DE L'EUTROPHISATION.

Dans un milieu aquatique non stratifié, étang ou rivière, comportant des producteurs (végétaux verts), des consommateurs (animaux) et des décomposeurs (bactéries,champignons); les conséquences générales de l'eutrophisation sont les suivantes :

- sur le plan physique et chimique, une augmentation des échanges gazeux liés aux processus biologiques (production d'O2 et assimilation de CO2 par la photosynthèse; consommation d'O2 et production de CO2 par respiration et biodégradation); se traduisant par un effet sur les concentrations de ces gaz dans l'eau . Les

variations de CO_2 entraînent des variations de pH, ce qui peut susciter des effets secondaires, comme un déplacement de l'équilibre $NH_4^+ = NH_3$ (toxique) (Carpentier, et al.1986);
-le carbone synthétisé par les producteurs primaires est tôt ou tard décomposé par les bactéries; le rapport activité autotrophe /activité hétérotrophe (Photosynthèse / Respiration) peut devenir inférieur à 1.
-sur le plan faunistique, une modification qualitative et quantitative de la faune piscicole. On peut en effet observer une diminution du nombre des poissons nobles en faveur d'une augmentation d'espèces de qualité inférieur (Holden,1987). Lorsque le développement d'algues filamenteuses ou de macrophytes s'avère tout à fait excessif, des mortalités piscicoles liées aux variations physico-chimiques de l'eau peuvent apparaître. Tel est le cas de la mortalité piscicole observée en basse-Semois en 1975 (F.U.L, 1978). Pour tenter d'expliquer ces mortalités, il faut s'en tenir à des suppositions; aucune étude physico-chimiques et biologique approfondie n'ayant eu lieu aux périodes critiques.

Néanmoins, connaissant les limites de tolérance du poisson à diverses substances, on peut émettre quelques hypothèses sur les faits survenus. Les mortalités constatées ont sans doute été engendrées par une suite d'effets cumulatifs de paramètres différents mais complémentaires dans leur action toxique.

Du point de vue des conditions climatiques, des débits anormalement faibles, des températures élevées, ainsi qu'un ensoleillement important ont été favorables à un développement massif d'algues et de macrophytes. Les conséquences de ce développement excessif ont été une sursaturation en oxygène dissous le jour et un manque la nuit, des pH élevés favorisant le déplacement d'équilibre de l'ammonium vers l'ammoniaque, toxique pour le poisson à des concentrations de 0,025 mg/l (F.U.L,1978).

Si le poisson supporte relativement bien, après acclimatation progressive, des pH légèrement excessifs; de brusques variations de ce paramètre peuvent engendrer des mortalités. Ceci a peut être été le cas en Semois, en 1975.

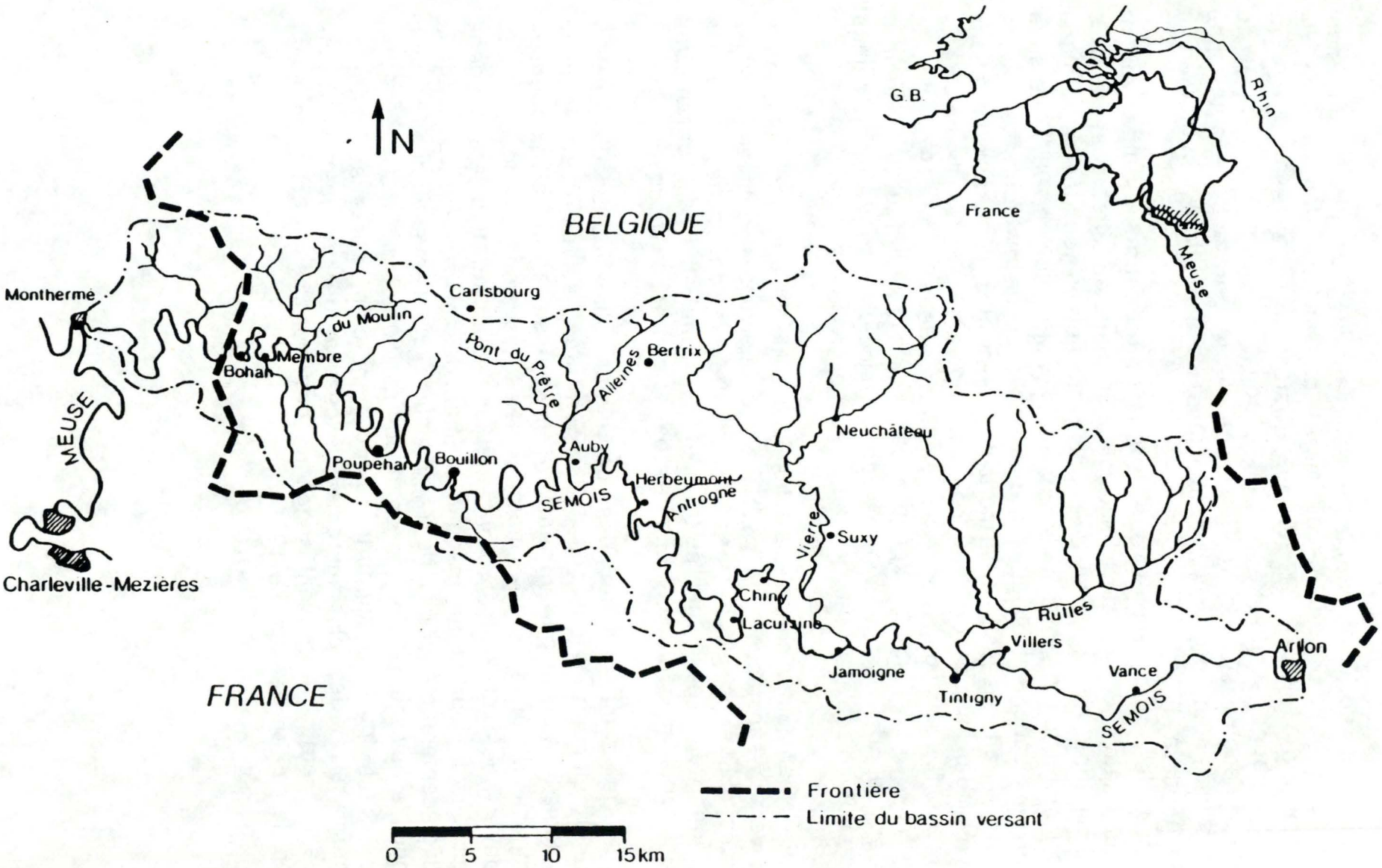


Figure 1.2. Carte du bassin hydrographique de la Semois (d'après Debbaut, 1987).

1.3. **LE BASSIN HYDROGRAPHIQUE DE LA SEMOIS.**

1.3.1. CARACTERISTIQUES ABIOTIQUES.

1.3.1.1. Géographie.

1.3.1.1.1. Généralités.

Le bassin versant de la Semois est situé à cheval sur 2 pays d'Europe Occidentale : la Belgique et la France. Il est compris entre les coordonnées suivantes: 49°30 et 50°LatN;
4°30 et 6°LongE;

et occupe une superficie de 1358 km2 (fig.1.2.).

La Semois prend sa source à 398 m d'altitude à Arlon, en Belgique et s'écoule suivant une direction générale S.E-N.O. Après un cours long de 208 km, elle se jette dans la Meuse, à Monthermé (160 m d'altitude), en France (Cogels,1979).

1.3.1.1.2. Relief-profil en long.

La Semois, dans son ensemble, est un cours d'eau présentant un faciès "petite" puis "grosse" rivière. Son bassin est constitué d'une série de plateaux en forme de dômes, culminant en moyenne vers 400 m d'altitude. Les plateaux sont séparés par les ruisseaux affluents de la Semois; qui creusent une vallée de plus en plus profonde au cours de leur avance .

Ce cours d'eau comprend en fait 2 grandes parties: la partie amont jusqu'à Chiny a une pente moyenne de 0,73 %. pour une largeur atteignant 30 m en fin de parcours. Elle appartient de ce fait au type inférieur de la zone à barbeau (selon la classification de Huet). En aval de Chiny,la pente se relève et atteint 1,13 %. en moyenne. Elle diminue ensuite jusqu'à 1,21 %. entre Herbeumont et Dohan puis tombe à 1,04 %. jusqu'au confluent à Monthermé.

La largeur du cours d'eau varie entre 25 et 40 m mais atteint parfois 50 à 60m (faciès *grosse rivière* selon Huet). Ce tronçon appartient au type supérieur de la zone à barbeau (selon la classification de Huet).
La Semois est donc un cours d'eau présentant une inversion de zones.

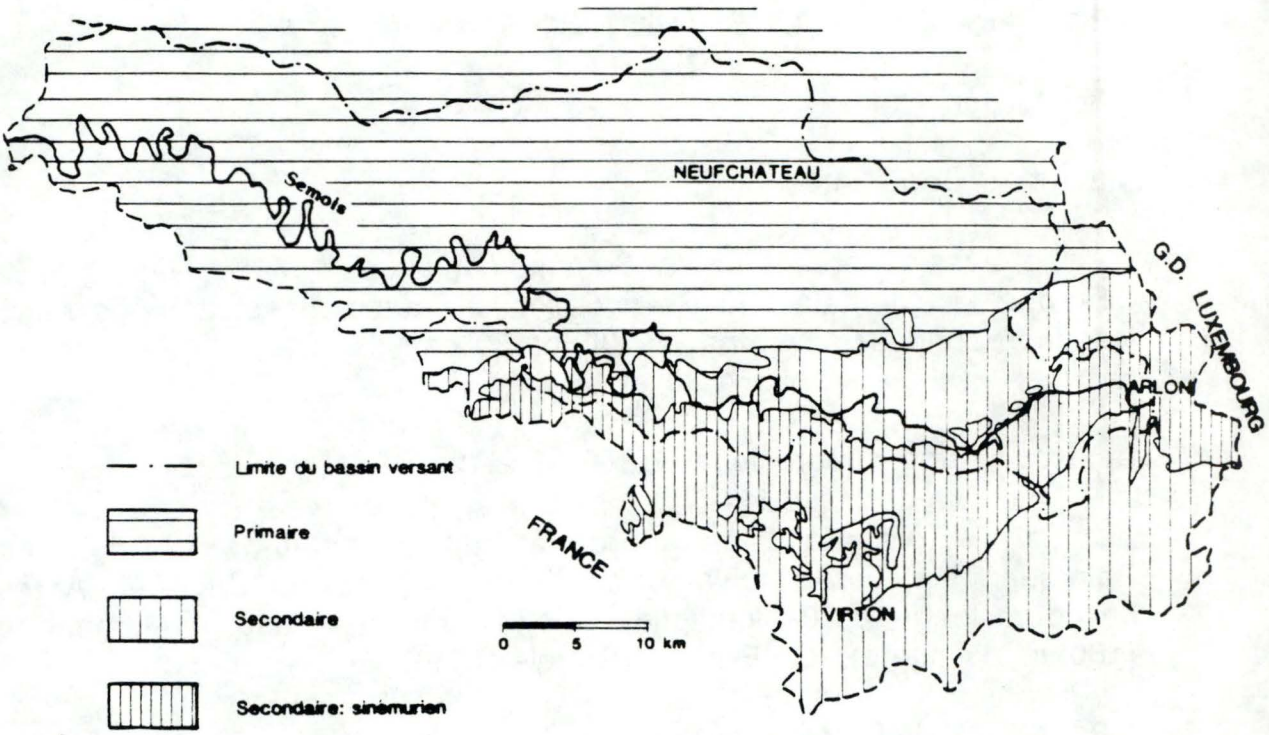


Figure 1.3. Carte géologique du bassin versant de la Semois. (d'après Debbaut, 1987).

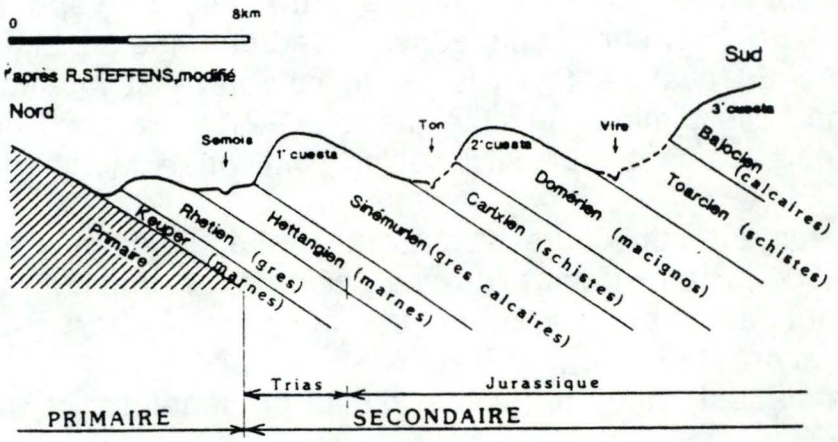


Figure 1.4. Profil géologique du bassin versant de la Semois (d'après Debbaut, 1987).

La profondeur de la rivière est très variable : elle comprend de longs tronçons assez profonds (1 à 1,5 m en période de basses eaux) et à courant modéré; ces tronçons alternent avec des parties souvent plus courtes,de profondeur inférieure à 60-70 cm, et, à courant plus rapide (Mergen, 1985).

1.3.1.2. Géologie.

1.3.1.2.1. Composition du sol.

Le bassin de la Semois est développé sur deux ensembles géologiques différents (fig.1.3. et fig1.4):

-les dépôts d'âge secondaire du Sud-Luxembourg , d'Arlon à Izel. Ceux-ci sont déposés en couches parallèles qui pendent légèrement vers le sud. Ils sont composés d'une alternance de terrains imperméables (marnes et argiles) et perméables (conglomérats grès , grès calcaire et calcaire). Ces terrains perméables constituent les réservoirs aquifères;

-le massif ardennais , d'âge primaire , composé de schistes, quartzophyllades et grès plissés ; de Chassepierre à Monthermé (Debbaut,1987).

La Semois prend sa source dans la zone d'affleurement du secondaire et la partie amont de son bassin y est développée.

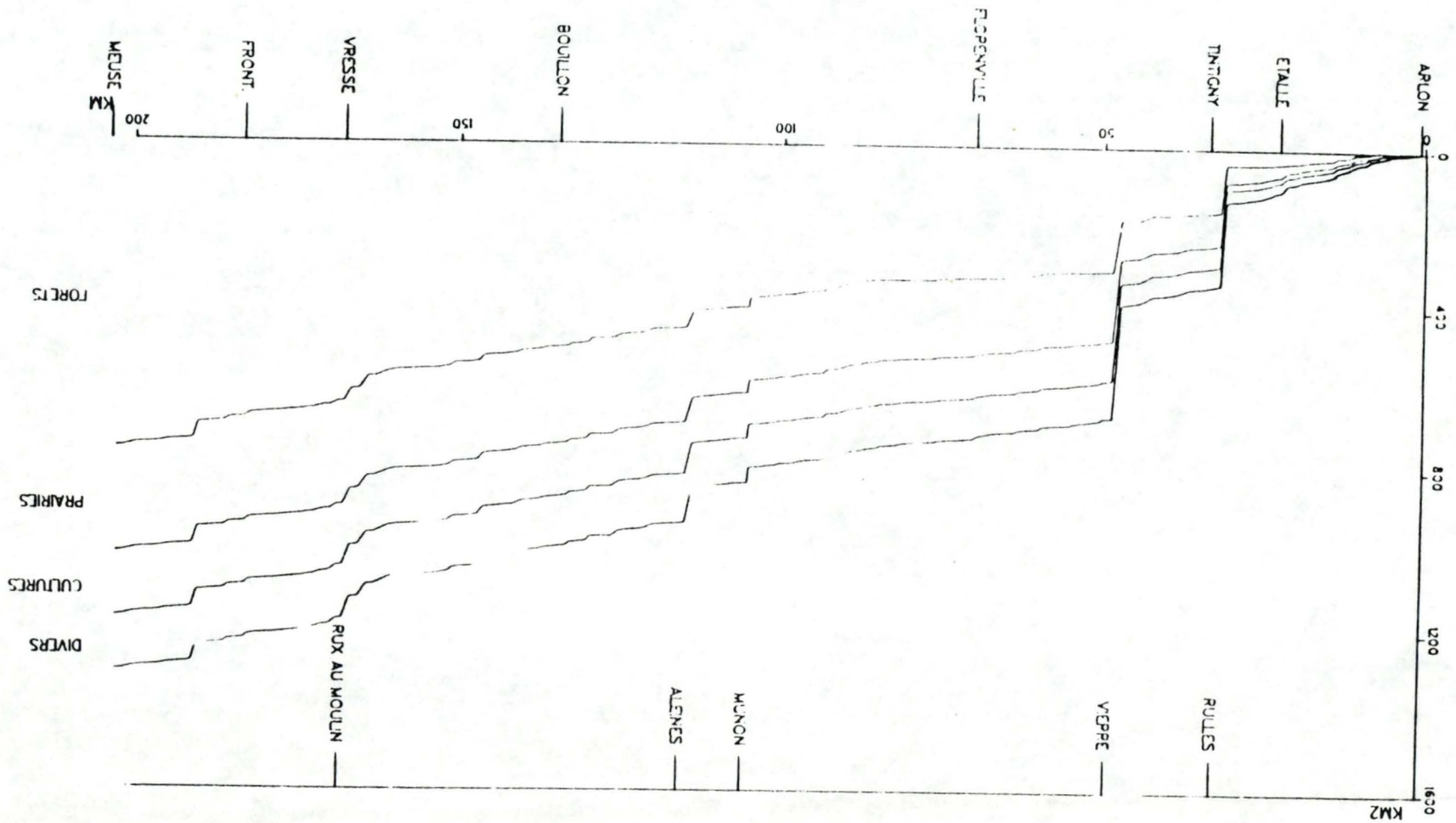
D'un point de vue quantitatif, malgré la présence de marnes, cette partie amont bénéficie en partie de l'effet régulateur des réserves d'eau souterraine contenue dans les sables et grès calcaires du Sinémurien et du Lotharingien (Debbaut,1987). Vers l'aval, les superficies occupées par les marnes prennent de l'importance.

Du point de vue qualitatif, les terrains du secondaire contiennent généralement de la calcite (carbonate de calcium), et les eaux qui en sont issues sont relativement minéralisées avec un caractère bicarbonaté calcique et un pH proche de la neutralité. Sur les terrains primaires essentiellement schisteux ou quartzitiques, et imperméables, l'infiltration est réduite et donc le ruissellement important (Debbaut,1987). A l'opposé, les roches primaires du massif ardennais étant composées de minéraux peu solubles, les eaux souterraines sont généralement peu minéralisées et acides.

Occupation du sol	Données INS (Km2)
Forêts	641,1
Prairies	189,5
Cultures	262,6

Tableau 1.1. Occupation du sol du bassin hydrographique de la Semois (d'après Pégase, 1989).

Figure 1.5. La Semois-les différentes occupations du sol (km^2).
(d'après Pégase, 1989).



1.3.1.2.2. Types d'eau en rapport avec la composition du sol.

Les eaux naturelles sont plus ou moins minéralisées, elles contiennent essentiellement des carbonates et carbonates acides de Ca++ et Mg++. La richesse en sels minéraux d'une eau dépend surtout de la nature des terrains géologiques de son bassin (Symoens, 1957).

Les eaux de la Semois sont de type calcaire tout le long de son cours. Provenant de sources nées en terrain calcaire, les eaux de ce type sont bien minéralisées, à forte prédominance des ions Ca++(de 60 à 120 mg/l) et HCO3--(de 230 à 370 mg/L). Les autres ions sont généralement présents en quantités assez importantes : Mg++(de 4 à 18 mg/l), Na+(de 5 à 9 mg/l), K+(de 2 à 4 mg/l), SO4--(de 17 à 18 mg/l), Cl-(de 11 à 56 mg/l). Il en résulte une conductivité élevée de l'eau.

Le pH à la source est voisin de la neutralité, mais supérieur à 7,5 quand le CO2 dissous est en équilibre avec l'air. Elles se retrouvent moins minéralisées dans le cours inférieur grâce à l'apport de nombreux affluents aux eaux diluées et au passage en région ardennaise. Les roches du massif ardennais étant composées de minéraux peu solubles, les eaux sont peu minéralisées et plutôt acides (Cogels, 1979).

1.3.1.2.3. Occupation du sol.

L'occupation du sol est une variable qu'il est nécéssaire de connaître pour pouvoir évaluer les apports diffus qui aboutissent dans l'ensemble du réseau hydrographique. Les données obtenues pour le bassin hydrographique de la Semois sont reportées au tableau 1.1. et à la figure 1.5. (rapport Pégase 1989).

Nous pouvons remarquer que la majeure partie de la surface du sol est occupée par la forêt (641,1 km2).

1.3.1.3. Les apports dans le réseau hydrographique.

1.3.1.3.1. Classification des apports.

Les apports des substances qui se trouvent dans les eaux des rivières et qui en déterminent la qualité sont d'origines très diverses. La classification établie tient compte de ces diverses origines possibles (avec une distinction entre apports "naturels" et dus à l'activité de l'homme); ainsi que du caractère distribué ou non des apports (rapport Pégase 1989).

AZOTE AMMONIACAL

Secteurs	N°	Unités	Vol.spéc. référence		Eau surface	Egouts
Sucreries :						
-(sucreries)	7	mg/l	400 l/t	du 15.9 au 14.1	90	interdit
		mg/l	220 l/t	du 1.3 au 31.5	20	"
-raffineries + sucre interverti		mg/l	15 m3/t		30	"
-râperies		mg/l	40 l/t	du 15.9 au 14.1	90	"
		mg/l	220 l/t	du 1.3 au 31.5	20	"
-sucreries recevant le jus de râperie		mg/l	$\frac{400S+760R}{S+R}$	du 15.9 au 14.1	90	"
		mg/l	220 l/t	du 1.3 au 31.5	20	"
Papier :						
-Pâtes K	14	mg/l	120 m3/t		2	"
-Papiers		mg/l	40 m3/t	pour papeteries: de type 1	2	-
			70 m3/t	de type 2: < 40.000 t/an		
			45 m3/t	> 40.000 t/an		
			50 m3/t	de type 3		
			70 m3/t	de type 4 : < 40.000 t/an		
			50 m3/t	> 40.000 t/an		
-Pâtes Bisulfite	14'	mg/l	400 m3/t	jusqu'au 1.1.89	2	interdit
			270 m3/t	après le 1.1.89		"
Verreries	15	mg/l	-		5	100
" miroiteries		mg/l			25	100
Cokeries	20	mg/l	0,60 m3/t		250	-
Engrais B	23	mg/l			200	interdit
C		mg/l			150	"
Porcheries	39	mg/l	5 l/bête/jour		150	150
Asbeste-ciment	43	mg/l	1 m3/t		25	-

AZOTE NITRIQUE (NITRATES)

Secteur	N°	Unités	Vol. spécifique de référence	Cours d'eau	Egouts
Engrais B	23	mg/l		250	interdit
C				225	"

Tableau 1.2. Normes de rejet en azote ammoniacal et azote nitrique auxquelles doivent se soumettre les entreprises (d'après Pégase, 1989).

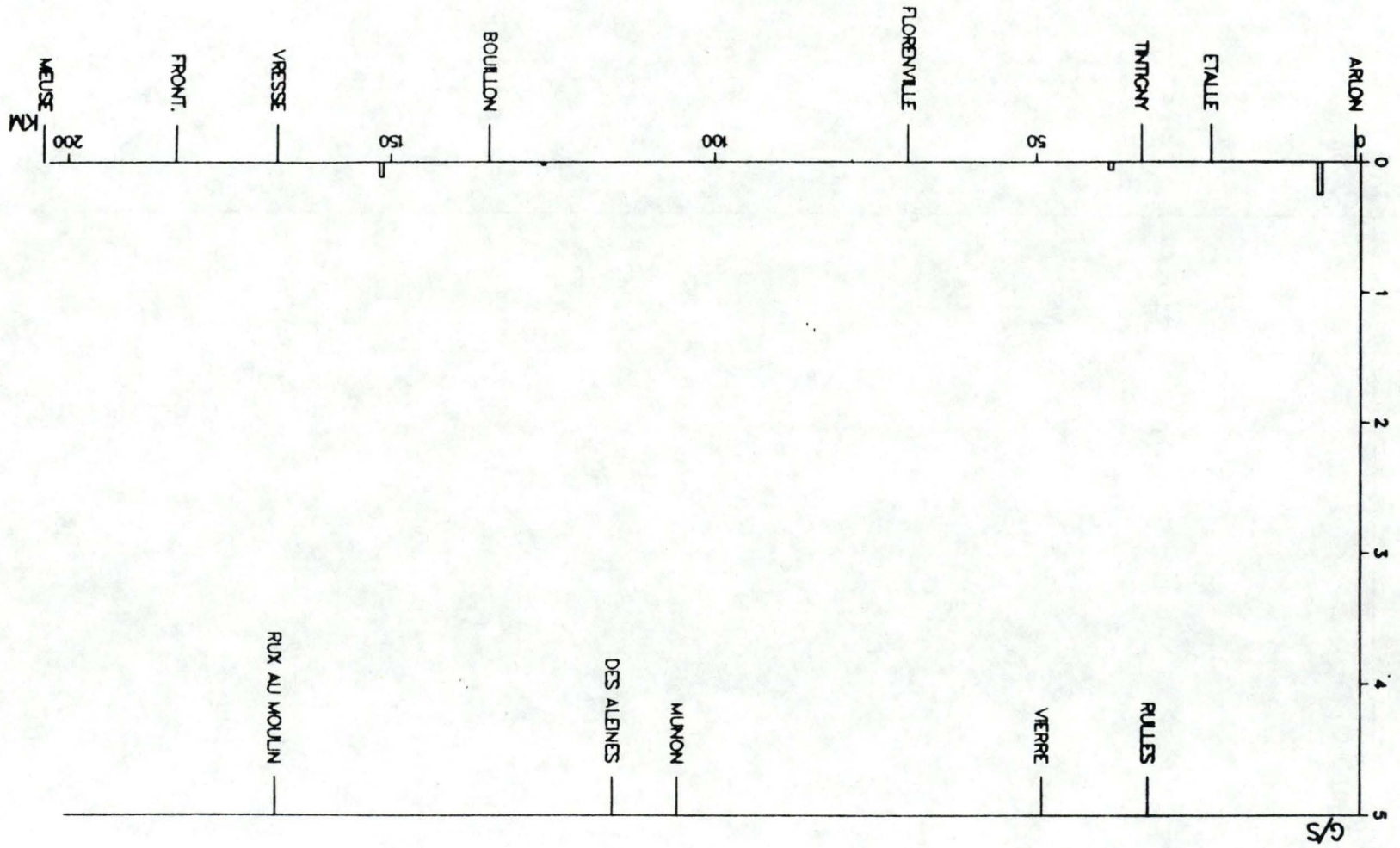


Figure 1.6. Apports industriels en phosphore (G/S) au niveau du bassin vesant de la Semois-février 1985 (d'après Pégase, 1989).

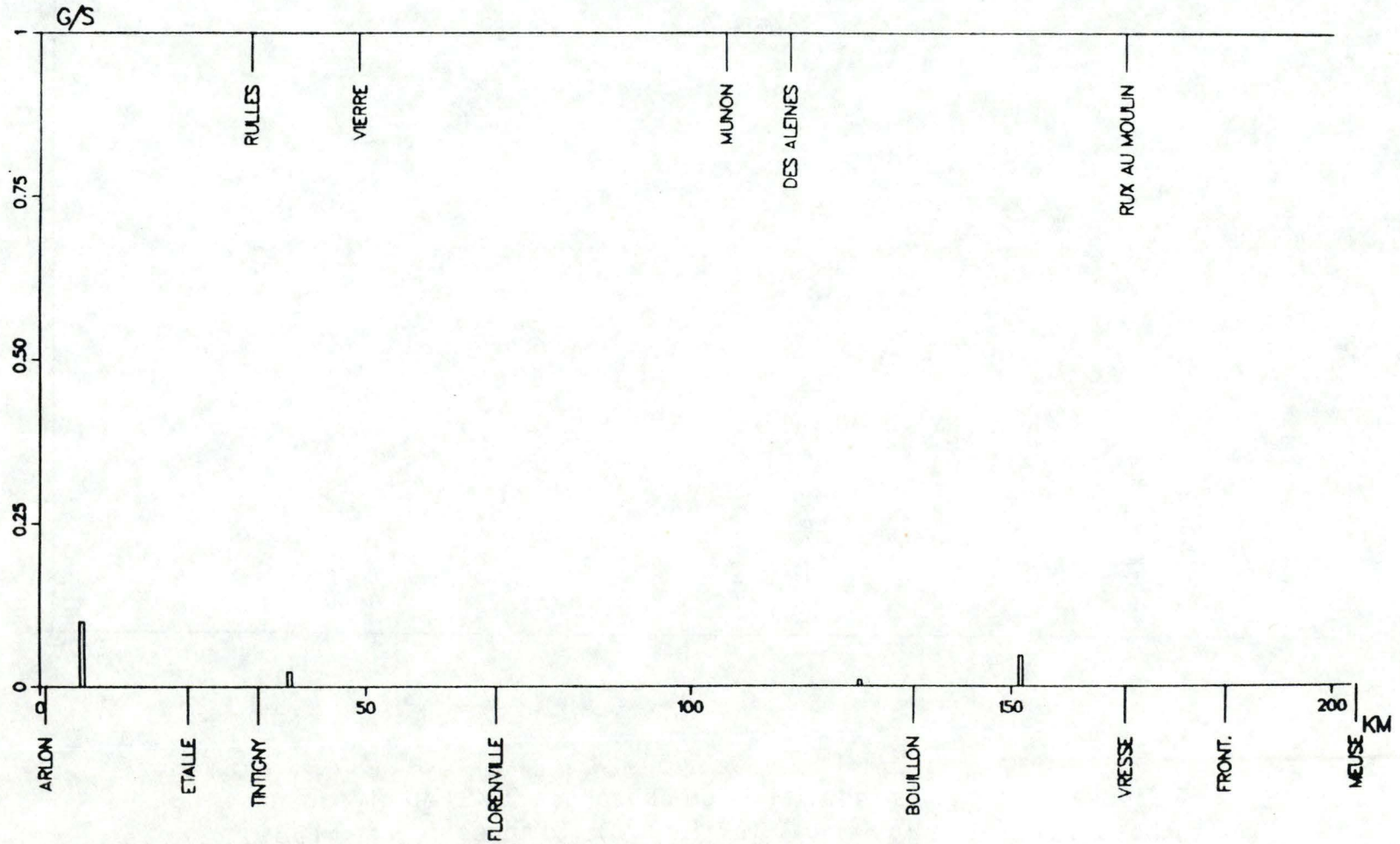


Figure 1.7. Apports industriels en azote (G/S) au niveau versant de la Semois-février 1985 (d'après Pégase, 1989).

Elle est la suivante: -Apports industriels;
-Apports domestiques égouttés ou non;
-Apports directs d'élevage;
-Apports des sols.

1.3.1.3.2. Apports industriels.

Ceux-ci comprennent tous les apports industriels soumis à autorisation de rejet au sens du décret de la Région Wallonne du 7.10.85 sur la protection des eaux de surface contre la pollution. Dans cette catégorie, sont également repris les rejets industriels agro-alimentaires ou agricoles, lorsqu'ils sont soumis à autorisation de rejet. Ces apports sont considérés comme donnant des rejets de type ponctuels.

A titre d'exemple,le tableau 1.2. présente les normes de rejet en azote ammoniacal et en azote nitrique auquels doivent se soumettre les entreprises des divers secteurs d'activité.

Les figure 1.6 et 1.7 indiquent que les rejets industriels (en azote et phosphore), au niveau du bassin hydrographique de la Semois, sont extrêmement faibles (Rapport Pégase 1989). On remarque cependant quelques apports non négligeables en aval des villes d'Arlon, de Tintigny et Bouillon.

1.3.1.3.3. Apports domestiques.

a. Apports domestiques égouttés.

Ceux-ci comprennent les apports domestiques et assimilés (c-à-d, y compris les collectivités, artisanat, commerces non soumis à autorisation de rejet) qui sont collectés par un réseau d'égouttage. Ces apports donnent lieu à des rejets de type ponctuel (Durand et al.,1974).

b. Apports domestiques non égouttés.

Ceux-ci comprennent les apports domestiques qui ne sont pas collectés par un réseau d'égouttage. Ces apports donnent lieu à des rejets de type dispersés (Rapport Pégase).

Les eaux usées domestiques résultent du mélange des eaux de vannes et des eaux ménagères (cuisine, lessive, salle de bains).
En terme de charge polluante :

Lieu	Habitants(nombre)	Surface (Km2)	Densité(hab/km2)
Semois(1983)	53.904	1.305	41

Tableau 1.3. Evaluation de la densité de population résidente au niveau du bassin de la Semois en 1983 (d'après Pégase, 1989).

-les eaux de vannes (parties liquides contenues dans les fosses d'aisance et dans les bassins à vidanges de certains établissements industriels)apportent environ 80 % de la charge en azote total des eaux usées domestiques.
-les eaux ménagères apportent environ 65 % de la charge en phosphore .

c. Evaluation des apports domestiques.

L'estimation des apports domestiques est généralement réalisée de manière globalisée, par l'utilisation du concept d'équivalent-habitant,c-à-d, la charge polluante moyenne rejettée par 1 habitant en 24 h, pour des conditions moyennes de niveau de vie et de consommation d'eau. L'examen de la composition des effluents urbains a conduit à considérer 1 équivalent-habitant comme étant composé de (rapport Pégase, 1989):
-180 l d'eau usée,
-52 g de carbone,
répartis en 30 % de carbone dissous assimilable;
45 % de carbone sédimentable assimilable;
15 % de carbone sédimentable non assimilable;
10% de carbone sédimentable assimilable;
-10 g d'azote,
répartis en 16 % d'azote organique dissous dégradable;
4 % d'azote organique dissous non dégradable;
20 % d'azote organique sédimentable dégradable;
60 % d'ammoniaque;
note : les nitrates : moins de 1 %
-de 2 à 4 g de phosphore,
répartis en 70 à 80 % d'orthophosphates;
5 à 10 % de phosphore organique dissous;
15 à 25 % de phosphore organique sédimentable.

L'évaluation de la charge polluante domestique émise dans une zone déterminée nécessite de pouvoir évaluer :
-la population résidente;
-la population qui se trouve temporairement "hors domicile" (bureaux,écoles);
-la population touristique.

A cette charge domestique "pure", s'ajoute une charge polluante de même type provenant des activités artisanales ou d'activités industrielles mineures,des commerces,etc.

Une évaluation de la densité de population résidente (Tableau 1.3.) a pu être réalisée au niveau du bassin de la Semois en 1983 (rapport Pégase, 1989).

	Nombre de bovins	Surface totale (Km2)	Nbre bovins/Km2 bassin	Surface agricole* (Km2)	Nbre bovins/Km2 agr.
Semois (1983)	77441	1305	59	1	1

*Surface agricole = prairies + cultures

Tableau 1.4. Densité de bovins pour le bassin de la Semois-année 1983 (d'après Pégase, 1989).

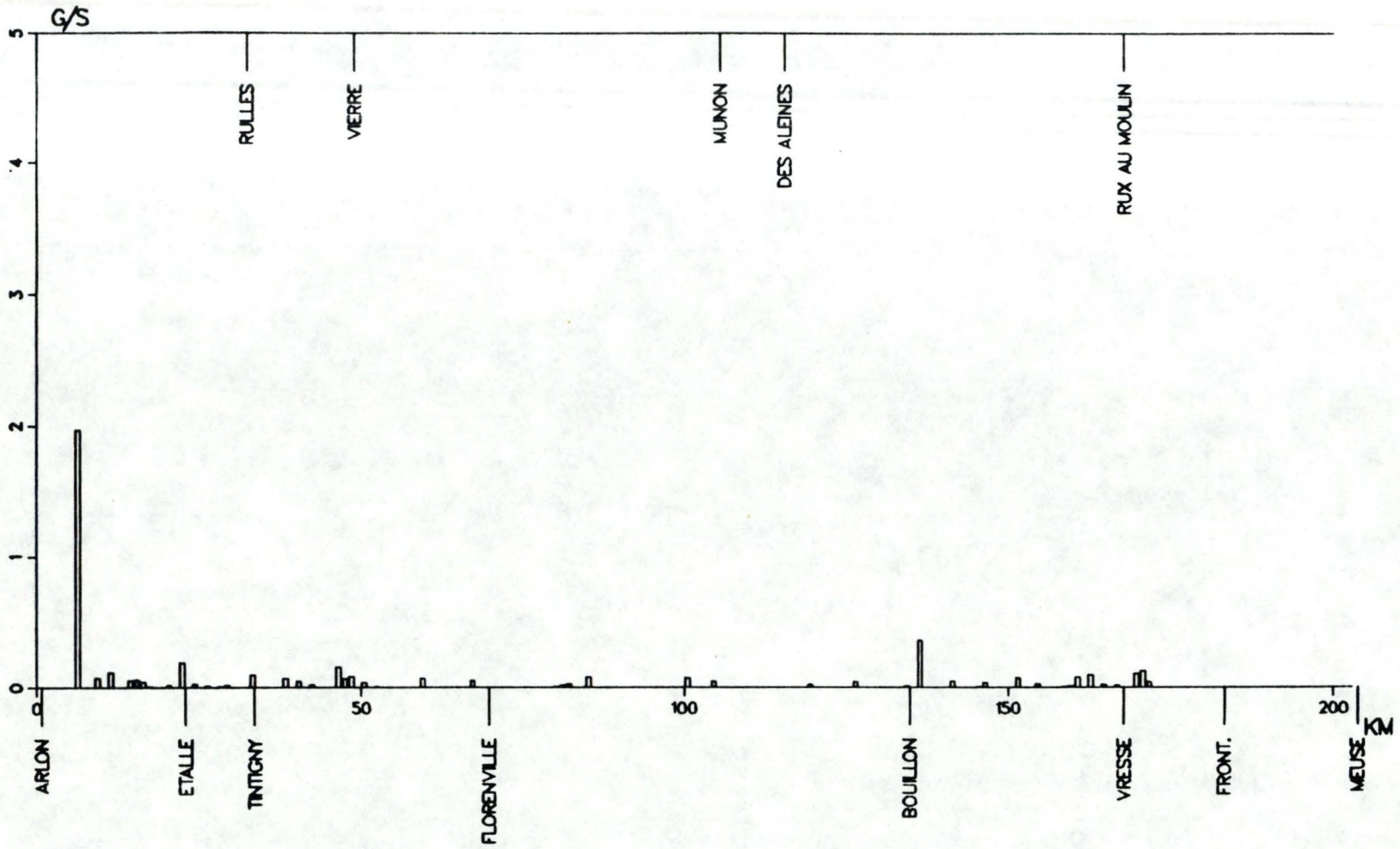
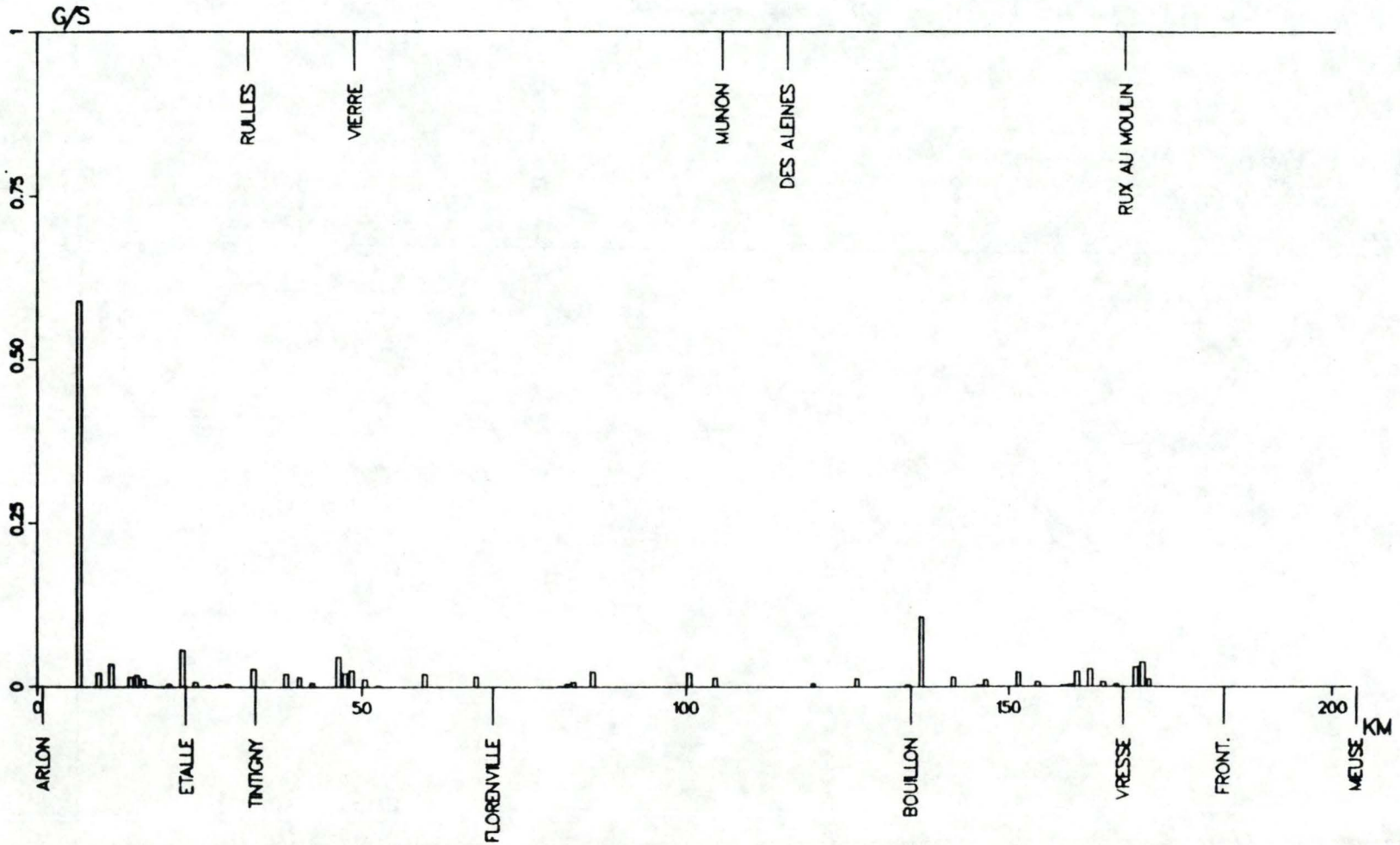


Figure 8. Apports urbains ponctuels en azote (G/S) au niveau du bassin versant de la Semois- février 1985 (Rapport Pégase 1989).

Figure 1.8. Apports urbains ponctuels en P (G/S) au niveau du bassin versant de la Semois-février 1985 (d'après Pégase, 1989).



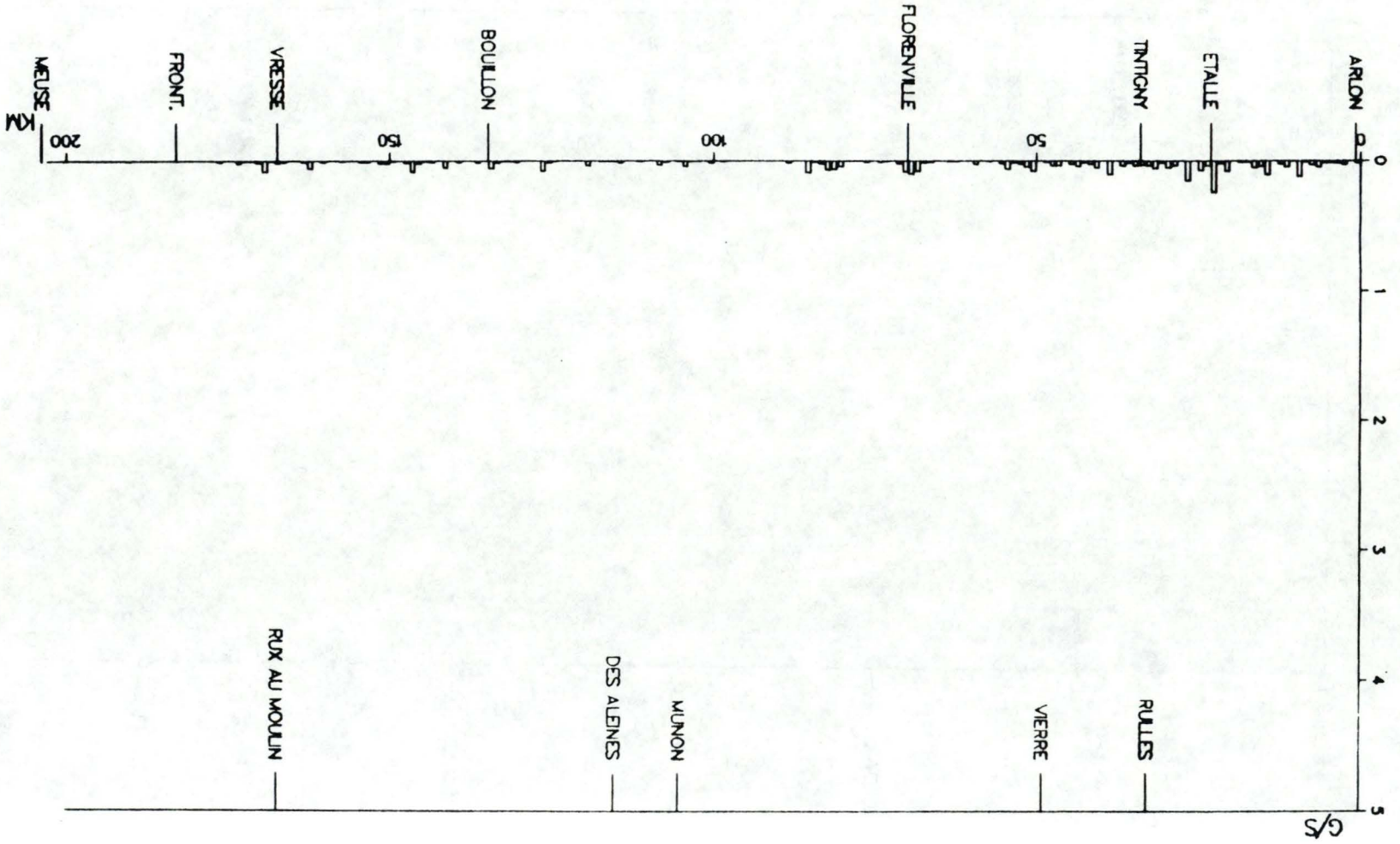


Figure 14. Apports en phosphore (G/S) par l'élevage au niveau du

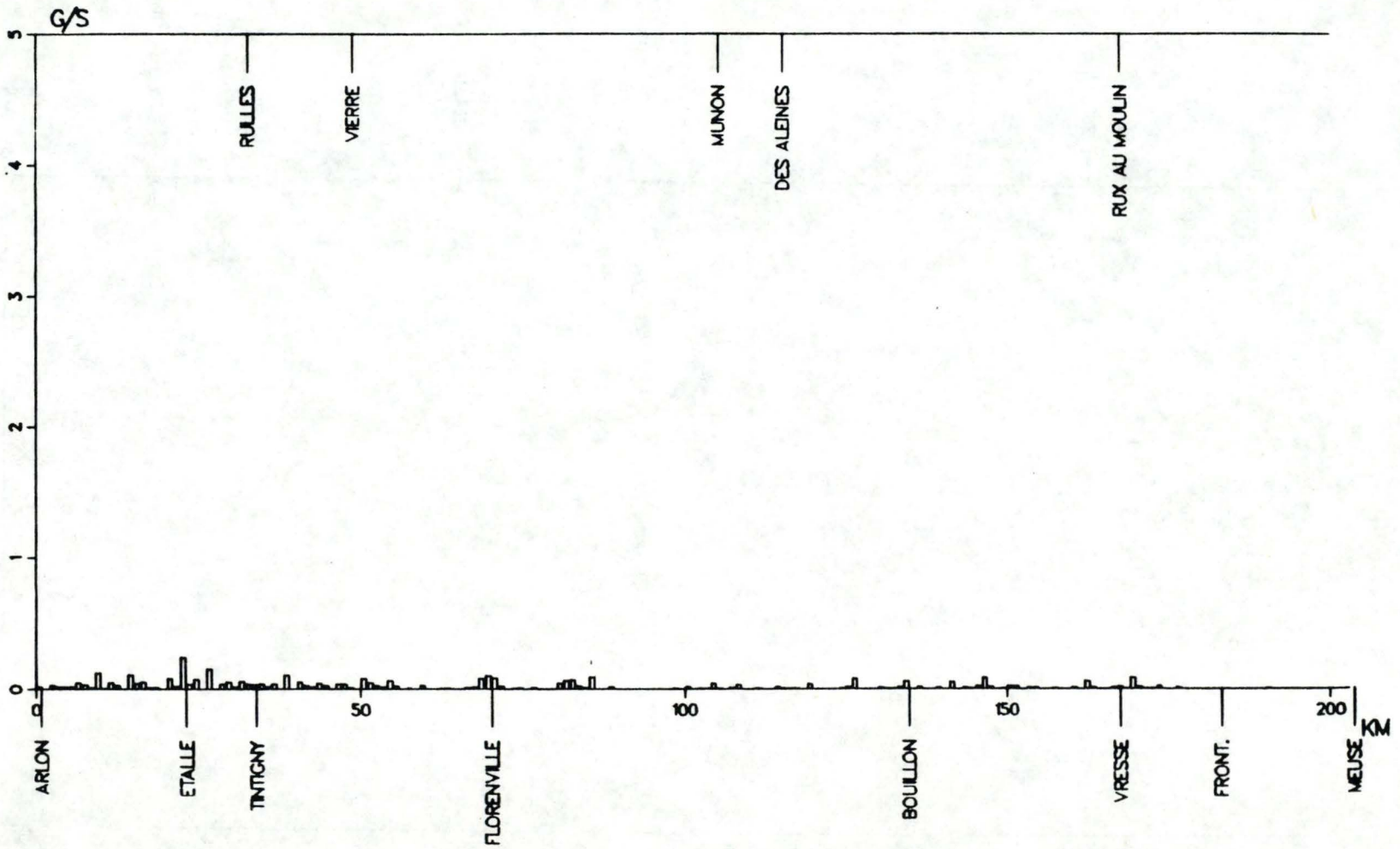


Figure 10. Apports en azote (G/S) par l'élevage au niveau du bassin versant de la Semois- février 1985 (Rapport Pégase 1989).

La charge polluante apportée par la population touristique doit également être prise en considération. Il est presque toujours nécéssaire de tenir compte de ces surconcentrations temporaires, car elles peuvent créer localement des suppléments significatifs de charge polluante.

Les différents apports domestiques ponctuels peuvent être visualisés sur les figures 1.8. et 1.9. Ceux-ci sont très importants en aval d'Arlon .Il sont moindres en aval de Bouillon et en amont d'Etalle.

1.3.1.3.4. Apports directs d'élevage.

Les déjections produites par les animaux d'élevage sont éliminées selon 2 voies bien distinctes :
-la majeure partie de ces déjections est répandue sur les sols agricoles. Les matières organiques détritiques y sont dégradées par les activités microbiologiques, libérant les composants de base (notamment azote et phosphore), disponibles pour l'assimilation par les plantes;
-la partie non épandue (faible fraction du total) est rejettée directement dans les rivières.

L'évaluation de la charge polluante contenue dans les déjections d'un bovin"moyen", exprimée dans ses composantes azotée et phosphorée, donne les résultats suivants (rapport Pégase):

-charge en azote total : 225 g N/l;
-charge en phosphore total : 40 g P/l.

Cette charge polluante émise par un bovin "moyen" est de l'ordre de 22 éq.hab. pour l'azote et de 10 éq.hab. pour le phosphore, les rejets directs d'élevage les plus significatifs étant les rejets provenant d'élevage de bovins .

Les données concernant la densité de bovins pour le bassin de la Semois, pour l'année 1983 sont reprises dans le tableau 1.4. (Rapport Pégase 1989).

Les apports par élevage pour le bassin versant de la Semois (azote et phospore), pour février 1985 sont repris aux figures 1.10. et 1.11. Ceux-ci sont surtout concentrés ,d'Arlon à Florenville. Ensuite, ils deviennent plus diffus .

Sol	N ($NH4_+$) kgN/ha.an (1)	N (NO3-) kgN/ha.an (2)	P ($HPO4_=$) kgP/ha.an (3)
sablonneux	0.14	45-60	1.2
limoneux	0.06	30-55	--
argileux	--	4-13	0.15

Tableau 1.5. Flux d'azote ammoniacal et de phosphates des sols vers les rivières selon le type de sol (d'après Pégase, 1989).

1.3.1.3.5. Apports par les sols.

Les apports des sols dans le réseau hydrographique sont réalisés par l'ensemble des flux d'eau qui s'écoulent des sols vers les rivières : ruissellement, écoulement hypodermique, écoulement en provenance de la nappe souterraine (Demoulin, 1978). Ces trois types d'écoulement apportent dans les rivières des substances sous forme dissoute. Le ruissellement entraîne en outre des substances sous forme particulaire.

Dans la phase aqueuse des sols, les formes dissoutes sous lesquelles prédominent le carbone, l'azote et le phosphore sont les suivantes :
-carbone organique dissous,
-azote ammoniacal,
-azote nitrique,
-azote organique dissous,
-orthophosphates,
-phosphore organique dissous.

Le transfert de ces substances vers le réseau hydrographique est largement tributaire des facteurs du milieu, dont l'interaction est particulièrement complexe. Les principaux facteurs du milieu à prendre en considération sont :
-la nature du sol;
-le type d'occupation des sols (Reddy, 1983).

a. Nature du sol.

La nature du sol (composition, texture, structure) influence notablement le mouvement des substances dissoutes dans le sol. Ainsi,la présence dans un sol de particules argileuses (colloïdes minéraux) et humiques (colloïdes organiques) favorise l'adsorption des ions ammonium et phosphates ,et réduit ainsi leur mobilité. De même, l'azote et le phosphore organique dissous, déjà peu mobiles, sont fortement adsorbés par les complexes argilo-humiques.

En conséquence, les flux d'azote ammoniacal et de phosphates des sols vers les rivières seront sensiblement différents selon que les sols traversés sont de type sablonneux, limoneux ou argileux (le lessivage des sols sablonneux étant plus élevé en raison de la plus faible capacité d'adsorption de ces sols) (tableau 1.5) (Rapport Pégase, 1989).

L'azote nitrique(ou nitrate) n'est, en général, pratiquement pas retenu par le complexe argilo-humique des sols et est très

rapidement lessivé s'il n'est pas utilisé par les plantes ou par d'autres organismes.
De plus, la charge totale en nitrates des eaux qui s'écoulent des sols peut être différente selon la nature du sol.

Ainsi,les sols sablonneux, caractérisés par une texture légère et une porosité homogène, facilitent les mouvements d'eaux chargées de nitrates;les sols argileux,caractérisés par une texture plus lourde et plus complexe formée de nombreux agrégats ne facilitent pas le déplacement de l'eau et donc des nitrates présents dans l'eau.

b. Type d'occupation des sols.

En ce qui concerne l'effet de l'occupation des sols, on constate que les ions ammonium et phosphates sont relativement bien retenus par le complexe argilo-humique des sols, les teneurs et les flux en ions ammonium et phosphates des eaux provenant des sols sont faibles et quasi-indépendants du type d'occupation du sol (rapport Pégase 1989). Les teneurs et les flux en nitrates dans les eaux de drainage des sols sont relativement importants quelle que soit l'occupation des sols, et sont élevées aussi bien dans les sols en jachère que dans les sols de culture ou de prairies, ou même les sols colonisés par la végétation naturelle.

Bien que les émissions de nitrates observées proviennent de types de sols différents et de pratiques agricoles différentes (type de culture, quantités d'engrais minéraux et organiques épandus), l'ensemble des données disponibles montre que la concentration moyenne en nitrates dans les eaux provenant des sols exclusivement occupés par des prairies ou des cultures est comprise entre 1,4 et 5,6 mg/l d'azote. Les concentrations et les flux de nitrates sont généralement plus faibles sous prairies que sous cultures, en raison de l'absence de jachère en période hivernale et de différences de pratiques d'épandage d'engrais.

Un facteur supplémentaire qui peut modifier considérablement les cycles des éléments dans le sol est la pratique d'épandage d'engrais sur les sols agricoles (prairies et cultures). Le type de fertilisant (engrais minéral d'une part,et engrais organique tel que fumier, purin, lisier d'autre part), influence considérablement la disponibilité en éléments pour les végétaux et la disponibilité pour le lessivage (Vander Borght, 1980). Ainsi, les fertilisants organiques ne sont assimilés par les plantes qu'après avoir subi une minéralisation sous l'action des micro-organismes présents dans les sols, alors que les fertilisants minéraux sont en principe

	C.org.dissous (mg C / l)	NH4+ (mg N / l)	N.org.dissous (mg N / l)	NO3- (mg N /l)	P. total dissous (mgP/l)
Cultures	2,5	0,05	0,8	5,6	0,13
Prairies	2,5	0,05	0,8	1,1	0,13
Forêts	3,5	0,02	0,4	0,7	0,05

Tableau 1.6. Apports unitaires en substances dissoutes (d'après Pégase, 1989).

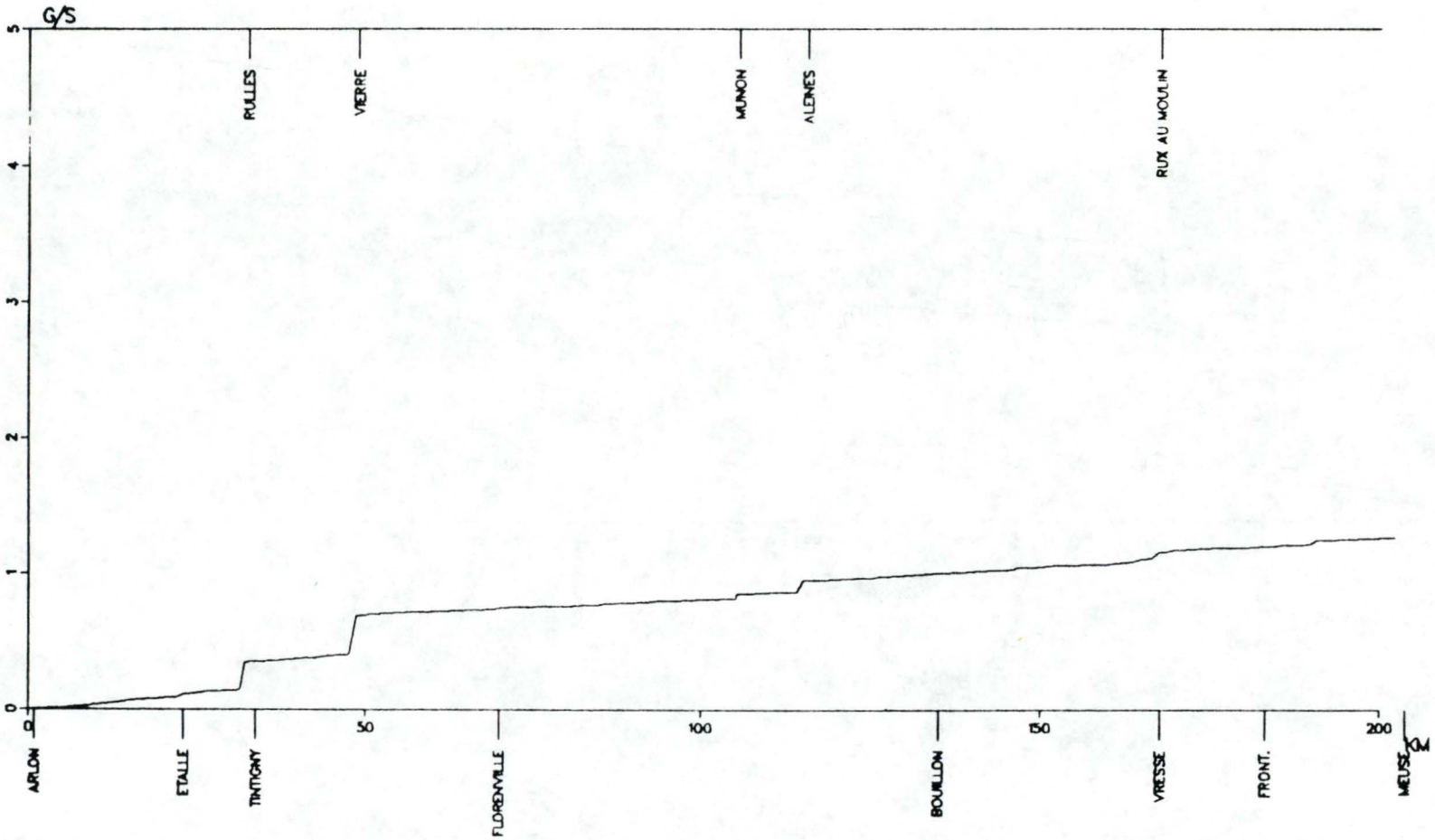


Figure 1.12. Apports en phosphore (G/S) par les sols au niveau du bassin versant de la Semois-février 1985 (d'après Pégase, 1989).

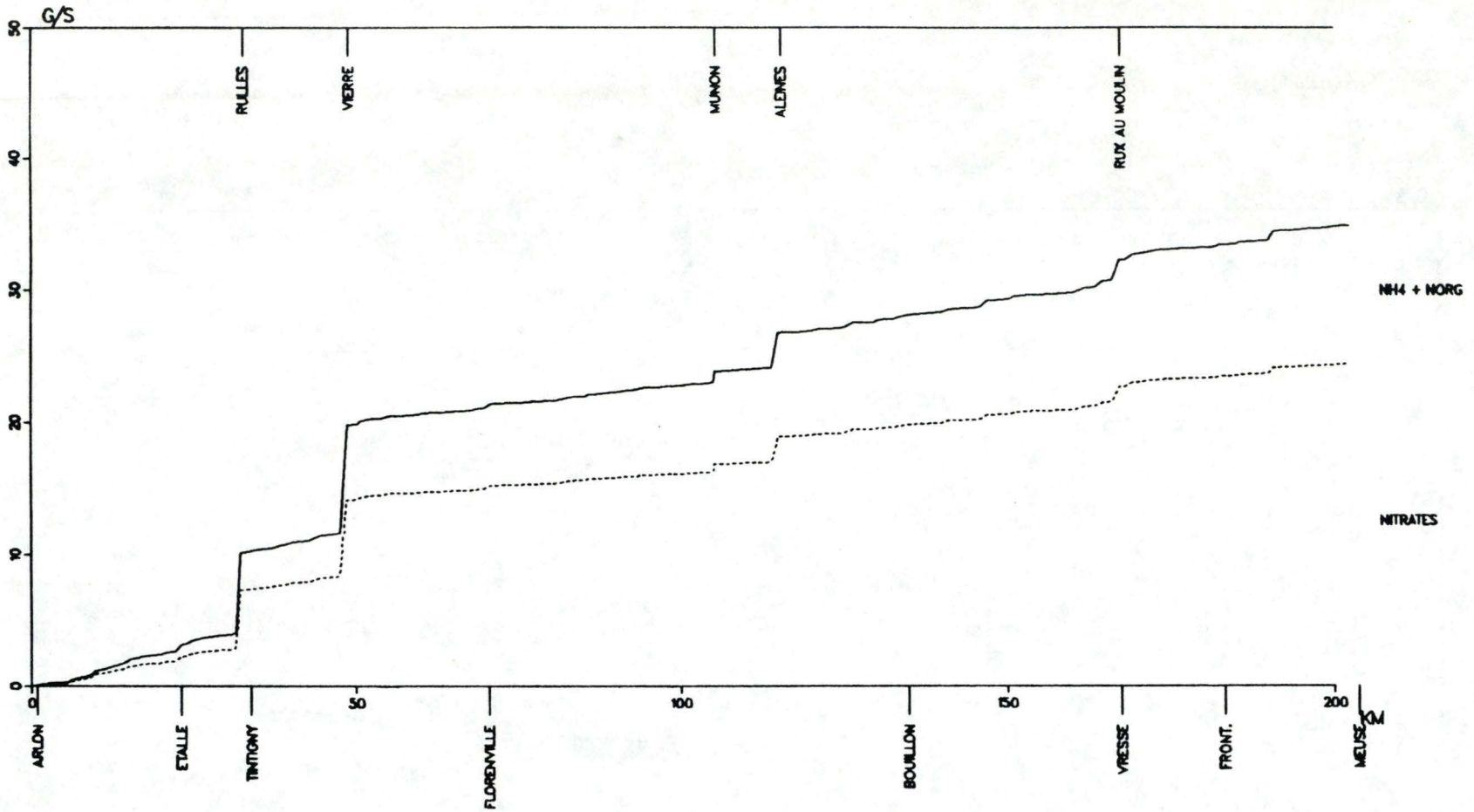


Figure 1.13. Apports en azote (G/s) par les sols au niveau du bassin versant de la Semois-février 1985 (d'après Pégase, 1989).

Figure 1.14. Apports en phosphore total (G/S) dans le réseau hydrographique de la Semois-Bohan (Km 176)- Années 1984-1986 (d'après Pégase, 1989).

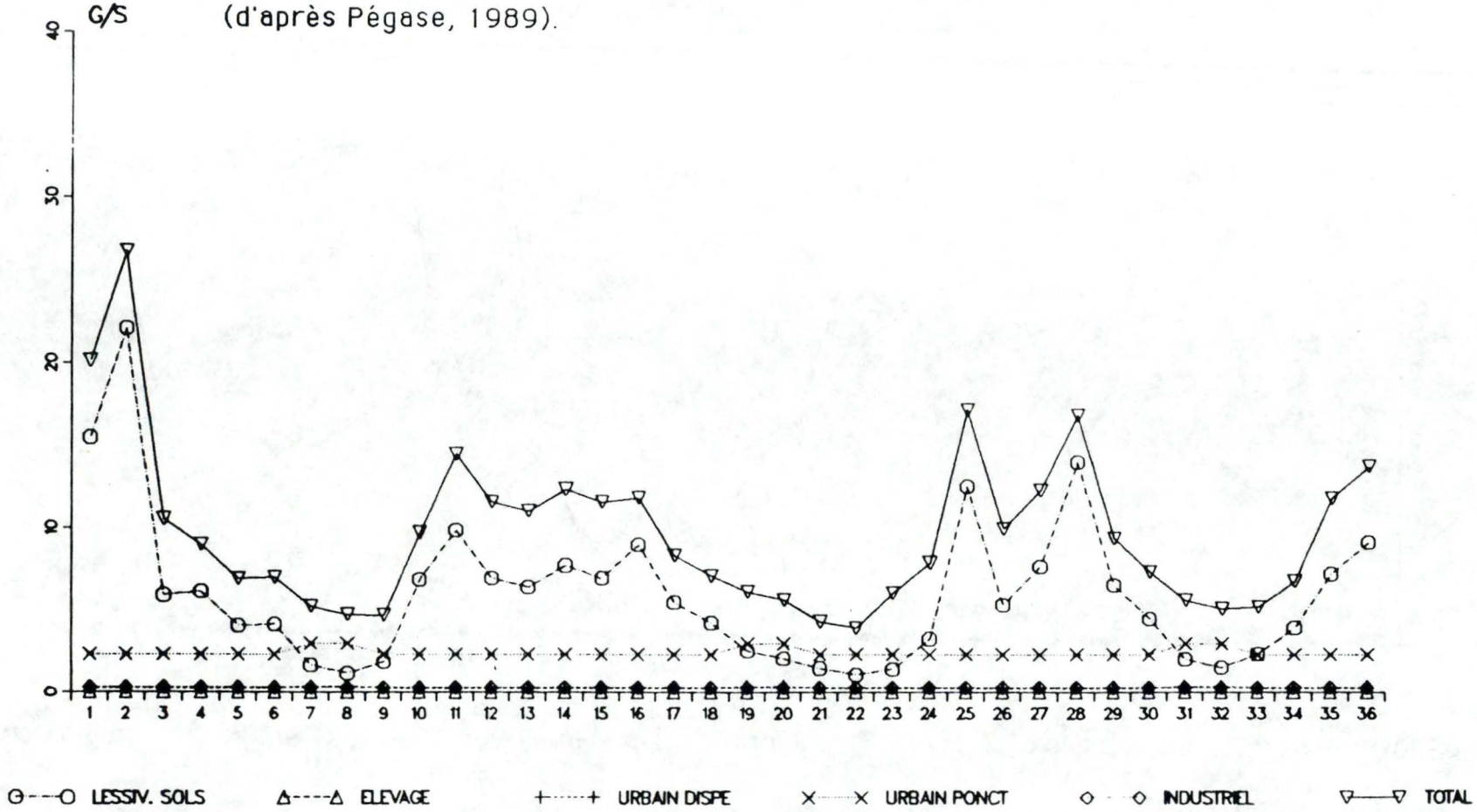
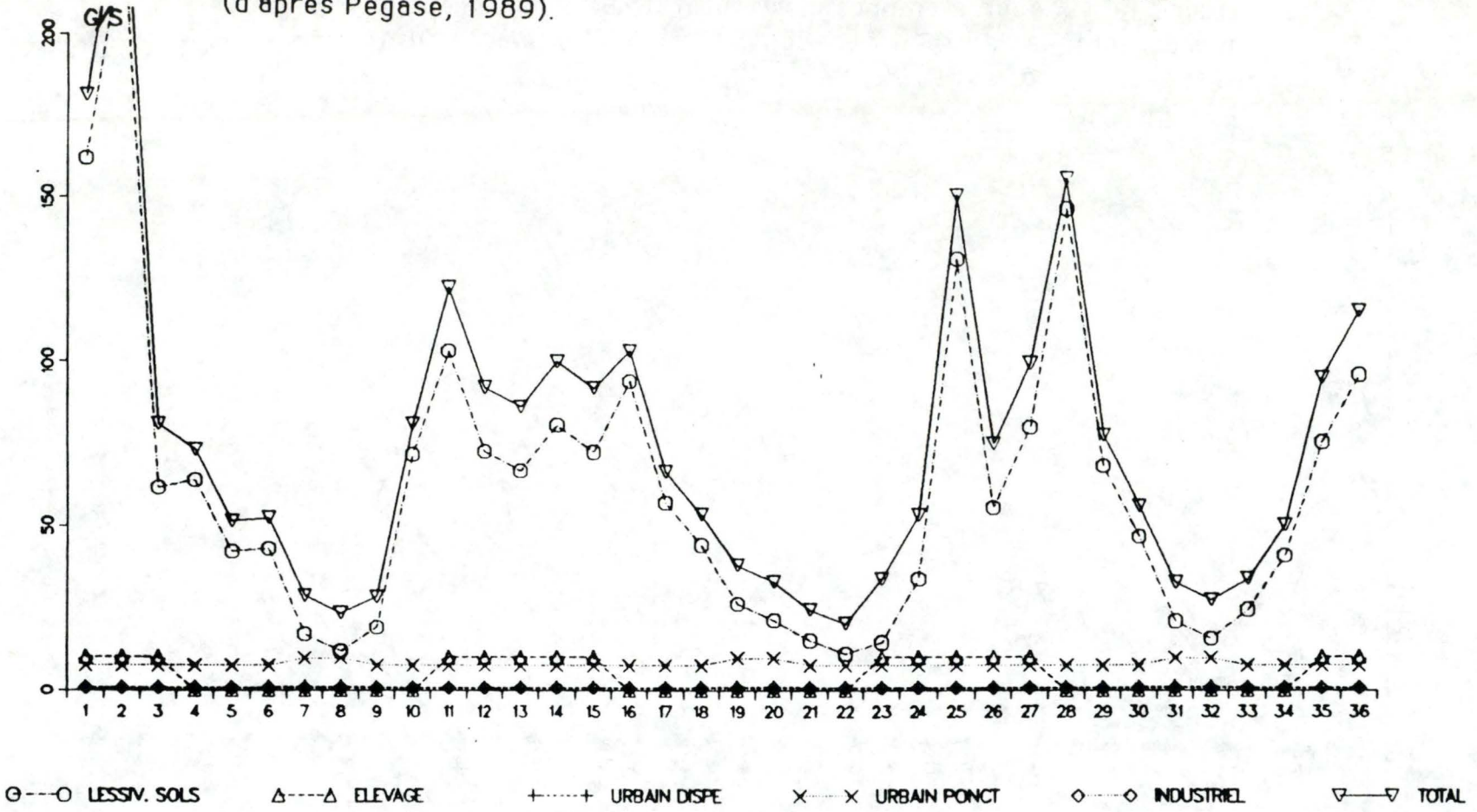


Figure 1.13: Apports en azote total (G/S) dans le réseau hydrographique de la Semois-Bohan (Km 176)- Années 1984-1986 (d'après Pégase, 1989).



directement assimilables. Une relation directe entre quantité de fertilisants épandus et flux de nitrates lessivés vers les nappes et vers le réseau hydrographique ne peut donc être établie; le lessivage des nitrates se produit en effet non pas quand les quantités de fertilisants épandus sont élevées, mais en fait lorsque les disponibilités en nitrates dans les sols sont excédentaires par rapport aux capacités d'assimilation des plantes.

Les apports unitaires en substances dissoutes ont pu être déterminés pour chaque type d'occupation des sols (Tableau 1.6.), (rapport Pégase, 1989).

L'évaluation des apports de substances dissoutes par les sols (azote et phosphore) ont pu être déterminés pour le bassin de la Semois, au cours des années 1984 à 1986 (fig.1.12. et fig.1.13.) (Rapport Pégase 1989).

1.3.1.3.6. Généralisation des apports.

Les figures 1.14 et 1.15 reprenant l'ensemble des apports en azote et phosphore pour le bassin de la Semois durant les années 1984 à 1986 montrent que la majorité de ceux-ci proviennent du lessivage des sols. Ceux-ci sont plus importants pour l'azote. De plus, une proportion non négligeable d'apports par élevage par par élevage lui est accordé. En ce qui concerne le phosphore, les apports par lessivage des sols sont moins importants. Mais une proportion non importante d'apports urbains ponctuels lui est accordé.

1.3.1.4. Eutrophisation en Semois.

La Semois draîne le sud-est de la Belgique et se jette dans la Meuse, en France. Dès sa source, elle reçoit l'effluent d'une station d'épuration qui traite les eaux usées de l'agglomération d'Arlon (20.000 habitants). Si, grâce à l'efficacité du traitement, la charge organique de cet effluent est faible, la charge minérale reste importante, en particulier pour l'azote et le phosphore. Cette charge importante favorise la production de biomasse végétale.

Dans la première partie du cours d'eau, on observe peu de développement de la végétation, sans doute parce que le cours de la rivière y a été rectifié et canalisé sur plus de 20 km. Vers l'aval par contre, les conditions que l'on observe deviennent plus favorables et conduisent, dès le printemps, à une prolifération de macrophytes aquatiques dans le lit du cours d'eau. Il s'agit principalement de "Ranunculus fluitans"(Vander Borght, Ska 1988).

N°	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Lieu	Viville	Chante-meile	Ham/ Semois	Tintigny	Jamoigne	Lacuisine	Laiche	Pinnan	Alle	Vresse
Altitude (en m)	360	335	330	329	320	295	285	220	205	180
Largeur (en m)	2,95	8,5	8	10,6	30-40	—	62,5	—	70	48
Conductivité micromhos/cm/cm² à 25°	503	264	263	231	—	112	206	163	—	121
Nombre d'espèces observées	1	2	4	9	6	3	9	5	11	9
Glyceria fluitans	x			x	x			x		
Potamogeton crispus		x	x	x						
Sparganium emersum f. flottante		x	x	xx					x	
Ranunculus fluitans			x	xx	xxx	xx	xxx	x	xx	xx
Elodea canadensis			x	xx	x			x		
Ranunculus penicillatus				xx						
Nuphar lutea				x						
Scirpus lacustris				x			x		x	
Lemna minor				x						
Glyceria maxima					x		xx	x	x	x
Potamogeton perfoliatus					x		x			x
Phalaris arundinacea					x	x	xx		x	x
Carex acuta						x			x	
Iris pseudacorus							x		x	
Rumex hydrolapathum							x		x	
Acorus calamus							x		x	x
Butomus umbellatus							x			x
Sparganium erectum								x	x	
Equisetum fluviatile									x	
Myriophyllum spicatum										x
Sagittaria sagittifolia										x
Alisma plantago-aquatica										x

Légende : x présent et peu abondant
xx abondant
xxx très abondant

Tableau 1.7. Végétation en Semois (d'après Dethioux, 1980).

1.3.1.4.1. Végétation aquatique en Semois.

La végétation qui pousse dans un cours d'eau n'est généralement pas la même depuis la source jusqu'à la confluence (Dethioux, 1980,1985; Dethioux et Noirfalise, 1985). En effet, de l'amont à l'aval la plupart des paramètres subissent des modifications profondes : vitesse et profondeur de l'eau, turbidité, niveau trophique, etc.

En ce qui concerne la Semois, des observations sur la végétation ont été réalisées entre 1981 et 1984 . Elles sont synthétisées dans le tableau 1.7. Dans son cours supérieur, elle n'est encore qu'un ruisseau aux eaux troubles. La végétation qui y pousse est clairsemée et n'est guère variée. Une espèce à large amplitude écologique et tolérante à la pollution y est observée : Glyceria fluitans. A Chantemelle, devenue *petite rivière,* Dethioux (1984) y observe Potamogeton crispus et Sparganium emersum f. flottante, deux espèces moins tolérantes à la pollution et à la turbidité. A Han-sur-Semois apparaît la Renoncule flottante (Ranunculus fluitans) qui marquera la physionomie de la rivière jusqu'à son arrivée dans la Meuse. A Tintigny, grâce à l'arrivée de la Rulles originaire de la forêt d'Anlier, apparaît la Renoncule en pinceau (Ranunculus penicillatus), caractéristique des eaux claires et turbulentes, modérément minéralisées du massif ardennais. Cette espèce s'y trouve aux côtés de Ranunculus fluitans. Vers l'aval, la renoncule à pinceau est rapidement supplantée par la renoncule flottante qui devient ainsi l'espèce dominante de la Semois, en aval (Dethioux,1984).

1.3.1.4.2. Données sur l'écologie de la Renoncule flottante.

La renoncule flottante (Ranunculus fluitans Lam.) croît dans les rivières aux eaux claires et rapides. En Grande-Bretagne, Allenby (1981) la retrouvent davantage dans des vallées inférieures et de la plaine, à des altitudes de 95 à 195 m seule, à 330 m en compagnie de la Renoncule en pinceau (Ranunculus penicillatus). Elles exigent un fond généralement constitué de cailloux de diverses grosseurs. Héliophiles, leurs exigences en lumière sont élevées; mais elles sont adaptables aux variations de conditions de lumière sous l'eau (Barka, 1981).

A cause de la rapide atténuation de la lumière dans l'eau, de nombreux mécanismes morphologiques et physiologiques ont été développés pour maximiser la prise de lumière. Les feuilles ont tendance à être beaucoup plus divisées et réticulées que d'autres

EFFETS	POSITIFS	MIXTES	NEGATIFS
sur le milieu	- piégeage temporaire des sels, surtout N.P. - Fixation particulière de NH4+	- vitesse du courant - niveau de l'eau	- augmentation de la température - déficit nocturne en O2 - fortes fluctuations du pH.
sur la faune	- installation de communautés benthiques - zones d'abris, de nourriture, de reproduction pour le poisson	- fluctations du taux d'O2 dissous	- déplacement indirect de l'équilibre NH4+/NH3
sur l'homme	- épuration active, ressource nutritive ou énergétique potentielle	- pêche (concentration des poissons mais accès difficile) - fleurs mais pièges à détritus et écumes	- entrave à la navigation - entrave à la baignade - décomposition des plantes mortes

Tableau 1.8. Conséquences d'une prolifération de macrophytes en Semois (d'après Debbaut, 1988).

plantes aquatiques et terrestres. La cuticule est extrêmement fine, les feuilles n'ont que quelques cellules d'épaisseurs, et les chloroplastes en densité sont plus nombreux dans les aires épidermiales (Wiegleb, 1984).

En ce qui concerne la largeur du cours d'eau, on n'observe Ranunculus fluitans que dans des cours d'eaux relativement larges: 6 mètres au minimum (Berwinne) jusqu'à 50 mètres (Ourthe) (Dethioux, 1982). Pour la profondeur, celle-ci se situe aux alentours de 0,50 m à 1 m pour Ranunculus fluitans (Dethioux, 1982).

Quant à la vitesse du courant, R.fluitans semble séléctive : elle manque dans les eaux trop paisibles et selon Decamps et al., ne croît convenablement que dans les eaux mouvementées.

Du point de vue du pH, R.fluitans apparaît comme une espèce neutrophile. Elle croît dans les eaux plus productives à minéralisation assez forte : les eaux à R. fluitans contiennent, en moyenne, plus de nitrates mais moins de nitrites que celles de R.penicillatus (Van Viersen, 1983). De plus, R. fluitans se montre plus tolérante vis-à-vis de l'ammoniaque.

La dynamique saisonnière de R.fluitans est représentée de façon fixe, en considérant que :
-la croissance est interrompue en hiver, de décembre à février inclus;
-une croissance printanière se fait par paliers : 20 % de biomasse maximale en mars, 50 % en avril, 80 % en mai;
-la biomasse maximale est présente de juin à août inclus;
-elle décroît par paliers de septembre à novembre (respectivement 80 , 50 et 20 % de la biomasse maximale) (Dawson,1988).

1.3.1.4.3. Actions de la Renoncule flottante sur les caractéristiques physiques et chimiques des eaux.

Les conséquences d'une prolifération de ces macrophytes en Semois sont très nombreuses (tableau 1.8.) : ils exercent , d'une part, une action physique sur le milieu (Carpentier et al., 1986) :
-par la constitution de peuplements très denses et de biomasse élevée (de l'ordre de 500 gr en poids sec ou 5 kg en poids frais et plus, par m2), les plantes aquatiques s'opposent à l'écoulement rapide des eaux et en augmentent le niveau et la stagnation . Par ces effets sur les mouvements de l'eau, les macrophytes permettent le dépôt de sédiments fins qui autrement auraient été érodés. Le matériel terrestre allochtone est retenu dans le lit de

macrophytes et est décomposé plus rapidement que dans des lits pauvres en végétation (Westlake, 1980);
-ces peuplements denses empêchent la pénétration de la lumière, augmentent de la sorte les risques d'asphyxie et l'installation de conditions d'anaérobiose au niveau du sédiment (Dawson, 1978);
-l'augmentation des temps de séjour des masses d'eau sont favorables à l'élévation de leur température, ce qui réduit encore leur capacité à dissoudre l'oxygène (Haslam, 1986). Globalement, les entraves à l'écoulement des eaux réduisent les phénomènes d'échange et en particulier ceux avec l'atmosphère. Il en résulte localement dans les zones mortes, des fluctuations de concentrations des gaz dissous (O_2,CO_2) liées à l'activité biologique intense et faiblement tamponnées par les échanges avec l'atmosphère.

Les macrophytes exercent, d'autre part, une action chimique importante (Carpentier et al, 1986) :
-la production d'oxygène et la consommation d'acide carbonique par photosynthèse et respiration constituent les paramètres principaux contrôlant la qualité physico-chimique des eaux soumises au processus d'eutrophisation.
Lorsque la biomasse présente est très élevée et active par suite de la présence d'une surabondance en substances nutritives, il se produit des fluctuations diurnes importantes de la concentration en oxygène dissous et en acide carbonique. Si les échanges avec l'atmosphère sont limités, les variations de concentration en acide carbonique se répercutent sur le pH de l'eau car ce sont les bicarbonates qui assurent alors l'équilibre du système.
La photosynthèse se manifeste par une élévation de pH alors que la respiration se traduit par une diminution de pH (Thyssen, 1980).

Les fluctuations de pH sont d'autant plus importantes que la capacité tampon de l'eau considérée est faible. Cette capacité est essentiellement liée à la teneur en carbonates et bicarbonates de l'eau. Les eaux douces ont une capacité tampon qui est souvent faible et les fluctuations de pH qu'on peut y observer peuvent devenir excessives pour les organismes vivants présents dans l'eau (Demoulin, 1979).

Les fluctuations de pH peuvent aussi affecter indirectement les organismes en modifiant la distribution des espèces dissoutes et en particulier de l'ammoniaque suivant la réaction (Eifac, 1971) :

$$NH_4^+ = NH_3 + H^+$$

En milieu fortement basique, les ions NH_4^+ se transforment en NH_3 qui est un composé fortement toxique, en particulier pour les poissons .

L'analyse des plantes aquatiques de la Semois (surtout Ran.fluitans) montre que celles-ci possèdent une propriété non négligeable. En effet, celles-ci sont des accumulateurs exceptionnels de certains éléments dont le phosphore (jusqu'à 2 % du poids sec), au point que leur rapport P/N atteint le plus souvent 0,5 alors que généralement, il ne dépasse pas 0,2 dans les plantes comparables.
Il s'agit donc ici d'une élimination temporaire, par les macrophytes, d'un élément dont le rôle néfaste pour les eaux est reconnu. Pendant la saison froide, alors que le phospore charrié par la Semois diminue (par absence des estivants) et que les faibles températures éliminent les risques d'accident d'eutrophisation (solubilité de l'O2 augmentent), les plantes se décomposent et le phosphore est progressivement libéré dans la rivière en crue (Andrianne, 1978).

1.4. **REINTRODUCTION DU SAUMON ATLANTIQUE EN SEMOIS.**

1.4.1. Extinction du saumon mosan.

1.4.1.1. Historique (Philippart, 1987).

Au 19 ème siècle, le saumon atlantique était très abondant dans tout le bassin de la Meuse. Il remontait dans la région de Monthermé et Mézière en France; et allait se reproduire dans la Chiers et la Semoy (Semois). Il faisait l'objet d'une intense exploitation par la pêche, surtout en Hollande mais aussi en Belgique et dans les Ardennes françaises (Philippart, 1987 a, 1988 b). Ainsi, les prises de saumons dans l'estuaire commun du Rhin et de la Meuse en Hollande, variaient entre 21.600 (en 1870) et 103.998 (en 1885).

Le premier constat scientifique de la régression démographique du saumon dans la Meuse belge est fait par le docteur Gens en 1885 puis par Maes en 1898. Ils l'attribuent à 3 causes principales ayant commencé à agir vers 1850 :

1. l'aménagement, pour la navigation, de la Meuse et ses gros affluents (Sambre, Ourthe, Roer) implique la construction de complexes d'écluses et de barrages qui ralentissent la remontée des géniteurs en dehors des périodes de crues;
2. l'essor industriel dans les vallées de la Meuse, de la Sambre, et de la Vesdre en Belgique et de la Roer en Allemagne entraîne l'apparition de graves problèmes de pollution;

3. d'importants prélèvements sont effectués par les pêcheurs hollandais dans l'estuaire . De plus, en Belgique, à cette époque, la pêche reste régie par des lois et ordonnances du 16 et 17 ème siècle, tout à fait inappropriées pour protéger l'espèce .

Il en résulte qu'au début des années 1880, le saumon était devenu très rare dans la Meuse en amont de Liège et ne se rencontrait plus en une certaine abondance qu'en aval du barrage de Visé et en Hollande, ainsi que dans l'Ourthe et L'Amblève, mais en quantité moindre que jadis.

De 1880 à 1910, les pouvoirs publics concernés en Belgique décident de prendre diverses mesures pour tenter d'enrayer le processus de régression démographique engagé :
- la loi sur la pêche est améliorée; la pêche au saumon étant interdite pendant la période de reproduction, de la mi-octobre à la mi-février;
-en 1882 est instaurée une commission de repeuplement des cours d'eau;
-à partir de 1880 sont construits sur quelques barrages des passes à poissons.

Au terme d'une enquête effectuée en 1910 par l'administration belge des Eaux et Forêts, il apparait que le saumon ne subsiste plus en effectifs nombreux que dans le sous-bassin Ourthe-Amblève et dans la Meuse même en aval du confluent de l'Ourthe à Liège. Vers cette époque, les prises de saumons dans la partie belge de la Meuse sont évaluées à 5000 pièces . Au même moment, les prises hollandaises dans le Rhin et la Meuse se situent aux environs de 30.000 soit environ la moitié des prises moyennes de 1870-1894.

De 1910 à 1925, la pression de la pêche professsionnelle au filet se maintient en Belgique et surtout en Hollande; la pêche à la ligne se développe très fort, le braconnage s'intensifie à l'aval des barrages pour les géniteurs et sur les frayères pour les saumoneaux .

Enfin, la guerre de 1914-1918 n'arrange pas les choses. Les remontées répertoriées des saumons en Meuse belge tombent à moins de 1000 individus au début des années vingt et à quelques centaines en 1925. En 1922, la gravité de la situation est telle que s'organise une étroite collaboration Hollando-belge; consistant à capturer des saumons géniteurs dans la Meuse en aval du barrage de Visé et à transférer les oeufs pour incubation en pisciculture hollandaise. Les alevins produits sont alors relâchés dans quelques cours d'eau salmonicoles du Limbourg hollandais.

Mais ces efforts considérables vont être annihilés par l'exécution, de 1925 à 1930, d'un programme de construction de grands barrages à vannes (pourtant pourvus d'échelles à saumons) sur la Meuse en Hollande et en Belgique en aval de Liège. Il en résulte une réduction critique du stock et l'extinction définitive du saumon vers 1935-37.

Quelques captures sporadiques d'adultes sont encore enregistrées jusqu'en 1942, date où le dernier saumon belge aurait été pêché à la ligne dans la Meuse à Visé; à la frontière belgo-néerlandaise.

1.4.1.2. Lancement du projet de réintroduction du saumon.

L'idée de restaurer le saumon Atlantique dans le bassin mosan est née d'un évènement écologique majeur qui s'est produit en juin 1983 (Philippart, 1983) : la redécouverte dans le bassin de la Berwinne à Lixhe, de 4 spécimens de truite de mer, un salmonidé migrateur ayant plus ou mois la même biologie que le saumon atlantique et disparu pour les mêmes raisons que lui dans les années trente. Dans le même temps, la reconstitution d'un peuplement de truites de mer était confirmé dans la Meuse hollandaise par la capture de milliers d'adultes et par la découverte de jeunes individus smolts.

La reconstitution d'un stock de truites de mer dans le bassin de la Meuse a eu pour origine probable des déversements, sous le nom de truites de rivière, d'oeufs ou d'alevins de truites de mer migratrices provenant de pisciculture danoises. Mais ces truites n'ont pu survivre dans nos cours d'eau qu'à la faveur d'une amélioration sensible de la qualité des eaux de la Meuse, amorcée au milieu des années 1970 et résultant de la disparition de vieilles industries très polluantes et de certains efforts d'épuration par les entreprises. Ce fait prouve qu'un grand salmonidé migrateur est capable de circuler dans la Meuse en dépit de la présence des barrages et de l'existence de certaines zones de pollution assez critiques.

Il était donc logique de penser que le saumon pourrait faire de même à la condition que l'on réamorce son cycle vital par des repeuplements au moyen de sujets d'origine étrangère. Pour réamorcer le cycle vital du saumon dans la Semois, on procède à des déversements peu importants d'alevins, et ensuite, selon leur taux de survie, on ajuste le nombre pour la suite.

1.4.2. DONNEES SUR L'ECOLOGIE DU SAUMON.

1.4.2.1. Influence de la température.

La température de l'eau est un élément essentiel à la vie du poisson. Elle influence considérablement sa respiration, sa croissance et sa reproduction . Chaque espèce possède une zone de tolérance thermique dans laquelle elle se comporte de façon normale ou excellente et une zone supérieure ainsi qu'une zone inférieure dans lesquelles elle peut survivre pendant un certain temps.

1.4.2.1.1. Influence de la température de l'eau sur la respiration, la croissance et la reproduction du saumon.

La température de l'eau détermine, pour une part importante, la teneur de l'eau en oxygène dissous et cet élément est indispensable à la respiration des poissons. Dans les eaux salmonicoles, la température ne doit pas dépasser 20°C. Ces poissons, dits d'eau froide, ne supportent pas les températures élevées. Fry (1951) rapporte que des alevins de saumon de fontaine, dans une de ces expériences, ont pu supporté des températures de 25,3°C pendant 12 à 14 heures.

La température de l'eau influence aussi considérablement la croissance des poissons. Généralement, dans le cas du saumon, les meilleures températures pour la croissance sont comprises entre 15 et 18°C (Mills, 1986).

Les actions de la température sur le corps sont multiples. A des températures trop basses, la mort est entraînée par la perte de performances nerveuses, circulatoires et respiratoires (Rimmer et al., 1989), tandis qu'une température trop élevée induit une inactivation des enzymes, une coagulation irréversible des protéines ou un changement dans les lipides membranaires.

La température environnementale joue sur la vitesse des réactions enzymatiques, activant ainsi les fonctions vitales, telles la respiration, la circulation... On exprime cet effet de l'augmentation de température sur les réactions métaboliques par le Q 10 ; qui peut être exprimé par l'équation suivante (Anderson, 1971) :

$$Q\,10 = (K1 / K2)^{10 / t1 - t2}$$

Stage	Optimum	Unfavorable	Lethal	Sources
Egg	0.5-7.2°C[2] (39-45°F)	7.2-9°C[2] (45-48.2°F)	12°C (53.6°F)[2] at least 50% mortality	Dexter (1967) Belding and Pendor (1932) Markus (1960)
Juvenile	15-19°C[1,2] (59-66.2°F)	19-27°C[2] (66.2-80.6°F)	31-32°C[1] (87.8-89.6°F) 50% mortality in 10 hours	Bishai (1960) Javoid and Anderson (1967) Huntsman (1942, 1946)
Adult	-	-	29-30°C[1] (84.2-86°F)	Huntsman (1942 , 1946)

Tableau 1.9. Données de température acceptable pour le saumon (d'après Dexter, 1967).

où Q10 est l'augmentation du taux de réaction pour une augmentation de température de 10°C;

K1 et K2 sont les taux de réaction aux températures t1 et t2. Les valeurs de Q10 varient entre 2 et 3.

En ce qui concerne leur reproduction,les poissons ne fraient que lorsque les eaux ont atteint la température qui leur convient. Il est essentiel que la température requise soit atteinte à l'époque adéquate, sinon les poissons ne se reproduisent pas. Les salmonidés ne se reproduisent pas si les eaux ne se refroidissent pas assez à l'automne .

Le tableau 1.9. ci- contre, résume quelques données de température acceptables pour le saumon et décrit les gammes de conditions optimales, sublétales et létales. Le saumon requiert des températures extrêmement froides à tous les stades de développement. Ceci est particulièrement vrai au stade oeuf où le développement optimum est écourté quand la température dépasse 7,2°C (Dexter, 1967; Belding et al. 1932).

L'optimum de développement pour les juvéniles est à 15 -19°C et ceux- ci préfèrent de l'eau plus chaude que pour les adultes. Cette préférence des adultes a une signification particulière: elle est liée à l'activité générale et à la tolérance à des élévations de température.

Comme suggéré au tableau 1.10., les juvéniles ont une plus grande tolérance que les adultes vis-à-vis des températures létales. Ceci peut être expliqué en partie par l'acclimatation. Généralement, plus faible est la température d'acclimatation; plus faible sera la valeur de température létale.

En nature, le saumon Atlantique juvénile supporte des processus d'acclimatation à des changements de température de l'eau, pendant toute l'année . Tandis que le saumon adulte revenant vers les eaux douces seulement pour frayer, ne doit pas s'acclimater totalement aux eaux douces, plus chaudes. Les adultes seront donc plus susceptibles à la mort par des températures plus élevées.

Ainsi, des mortalités d'adultes par la chaleur peuvent être attendues quand les températures excèdent 29-30°C; alors que la mort des parrs peut être atteinte à des températures de 31-32°C (Hunstman, 1946).

Stage and Phenomenon	Temperature	Source
Parr: Movement to Find Cooler Water	27-28°C (80.6-82.4°F)	Elson (1975) Huntsman (1942, 1946)
Smolt: Migrations Cease	10°C (50°F)	Meister (1975)
Adult: Will Not Enter Maine Waters	23°C (73.4°F)	Meister (1975)
Adult: Unsuccessful Angling	20°C (68°F)	Meister (1975) Elson (1975)
Adult: Maturation of Sexual Products Precluded	12°C (53.6°F)	Meister (1975)
Adult: Spawning Occurs	5.6-4.4°C (40-42°F)	Havey (1961)
Adult: Salmo salar sebago Living Stage	13.5-16.2°C (56.3-61.2°F)	Ferguson (1958)
Adult: Salmon Still Active and Growing in Greenland Waters	2-4°C (35.6-39.2°F)	Elson (1975)

Tableau 1.10. Influence de la température sur la migration du saumon (daprès Anon, 1987).

1.4.2.1.2. Autres effets de la température de l'eau.

La température ne doit pas atteindre des niveaux létaux pour causer des effets indésirables sur les populations de saumons.

Le tableau 10 montre que les migrations de smolt cessent quand la température de l'eau dépasse 10°C et que les adultes n'entrent pas dans les eaux principales quand la température excède 23°C. En plus de ces effets, des températures de gamme 20-27°C, bien que non directement létales pour le saumon d'Atlantique; réduisent la résistance du saumon aux maladies et augmente grandement ses besoins en oxygène dissous (Anon, 1987a.).

1.4.2.2. Influence du pH.

Dans les rivières où une densité élevée de plantes s'accompagne de fortes températures et d'un ensoleillement important, une intense activité de photosynthèse peut élever considérablement le pH de l'eau pendant de brèves périodes. Ce phénomène est généralement suivi d'une baisse de pH pendant la nuit avec un minimum juste avant l'aube (Hornberberger et al.,1976).

Ces auteurs signalent que les effets nocifs de telles conditions sont provoqués par l'influence du pH sur certains équilibres (ammonium, ammoniac), ainsi que par le maximum atteint.

1.4.2.2.1. Seuils de toxicité.

Bishair (1961) a établi que pour les saumoneaux atlantiques, le pH était mortel entre 5,8 et 6,2 pour des essais d'exposition portant sur deux jours. Une étude du Norsk Institutt for Vannforskning (Grande.M.) montre qu'en Norvège, les saumons sont absents des eaux dont le pH tombe en deça de la gamme de pH de 4,6 à 4,8 unité pH (Eifac, 1964).

1.4.2.2.2. Effets de faibles valeurs de pH.

a. Survie des oeufs et alevins.

Les oeufs et alevins sont hautement sensibles à l'acidification et ne peuvent tolérer des pH inférieurs à 4,5. De même, l'éclosion des oeufs peut être retardée ou inhibée par des conditions de pH bas (Marr, 1966).

b. Fécondité des adultes.

Les saumons adultes sont aussi affectés par l'acidification. Celle-ci a un effet sur leur physiologie. En effet, des saumons élevés en rivière acide produisent moins d'oeufs et de plus petits oeufs. Ils ont de plus un métabolisme hormonal anormal par rapport à des saumons élevés en conditions similaires dans une rivière neutre (Hesthagen, 1987).

1.4.2.2.3. Effets de hautes valeurs de pH.

Des pH extrêmes peuvent causer des stress directement ou indirectement, conduisant à des taux de croissance réduits ainsi qu'à des mortalités (Klein, 1962). Les effets directs d'eaux alcalines sont rarement rencontrés. Selon Anderson (1971), une action toxique des ions hydroxyles est de détruire les branchies et l'épithélium de la peau.

Il réalisa une expérience avec des saumons, gardés dans des eaux à valeurs de pH 9,5. Il obtint 5% de mortalité endéans 6 semaines. Indirectement, les valeurs de pH extrêmes peuvent être à l'origine de certains déplacements d'équilibres (ammonium-ammoniaque) et être alors préjudiciables pour le saumon.

1.4.2.2.4. Etudes en laboratoire - variables affectant les seuils de mortalité du pH.

a. Concentration en anhydride carbonique libre.

Le déversement des eaux de vannes acides dans de l'eau alcaline produit de l'anhydride carbonique libre, du fait de la présence de bicarbonates. Si l'eau est dure, l'anhydride carbonique libéré pourra être toxique pour le poisson sans que le pH ne tombe à un niveau normalement considéré comme mortel (Doudorof, 1970). Dans les eaux bien aérées, le seuil toxique de l'anhyride carbonique libre dépasse généralement 100 ppm pour la truite arc-en-ciel (Alabaster, Herbert et Hemens, 1957). Toutefois, Lloyd et Jordan (1964) ont déterminé que des valeurs nettement inférieures peuvent réduire sensiblement le temps de survie de poissons à l'intérieur d'une gamme de faibles valeurs de pH. Une eau contenant 10 ppm ou moins d'anhydride carbonique libre, avec un pH moyen de 4,5, était mortelle pour des truitelles après 15 jours d'exposition. Lorsque la teneur en anhydride dépassait 20 ppm, le pH moyen mortel passait à 5,7 (Hesthagen, 1986).

b. Taille et âge du poisson.

Lloyd (1961) n'a trouvé aucune corrélation entre la sensibilité et la taille de truites arc-en-ciel, alors qu' un lien positif existe entre l'âge et la sensibilité; le temps de survie de truites de 16 mois étant triple de celui de spécimens de 4 mois.

1.4.2.3. Influence des concentrations en oxygène dissous.

Parmi les multiples changements de qualité d'eau par la pollution, un des plus communs et des plus importants est la réduction de concentration en oxygène dissous. Aucune discussion à propos de ces variations ne peut être entreprise si l'on n'inclue pas certaines considérations sur l'influence de variables environnementales, telles la température, la concentration en gaz carbonique... (Eifac, 1973).

1.4.2.3.1. Conséquences d'une déficience en oxygène dissous.

a. Habileté à la nage.

Le saumon est capable de maintenir pendant de longues périodes une vitesse de nage modérée à des concentrations en oxygène dissous normales.

Davis, Faster et Warnen (1963) ont montré que des saumons juvéniles de 95 à 124 mm de long, testés à 20°C, étaient capables de nager encore pendant 24 heures contre un courant de 24,4 cm/sec, à des concentrations en O_2 dissous de 3,0 mg/l; mais à des vitesses réduites. Le poisson doit souvent foncer à la poursuite de proies ou éviter des prédateurs et son succès pour la capture de nourriture ou l'évitement de l'ennemi est largement dépendant de sa vitesse de nage. Ainsi, des poissons dont l'activité de nutrition est réduite, par des disponibilités en O_2 réduites, conserveront leurs ressources d' énergie en réduisant leur vitesse de nage (Doudoroff, 1968).

b. Respiration -compensation.

Une élévation de la fréquence et de l'amplitude des mouvements operculaires pour l'irrigation des branchies du saumon, à des concentrations réduites en oxygène dissous , est appelée compensation respiratoire. Ce phénomène est une réponse adaptative normale à un changement de l'environnement ou de l'état physiologique, et est indicatrice d'un stress.

c. Effets sur le sang.

Les changements au niveau du sang, d'un saumon exposé à de faibles concentrations en oxygène dissous, sont les principales modifications adaptatives produites par l'acclimatation à des déficiences en oxygène dissous. Une augmentation dans le nombre d'érythrocytes et du taux d'hémoglobine du sang ont été constatées (Powers,1978).

d. Variation du comportement -l'évitement.

A des concentrations réduites en oxygène dissous, la nourriture est prise moins énergétiquement et moins rapidement par les jeunes saumons (Davison et al. 1959). L'agression est de plus réduite (Doudoroff, 1962). La réduction d'activité du saumon lors de déficiences en oxygène dissous est une réponse adaptative pour éviter que toute élévation du taux métabolique requiert un besoin plus grand en oxygène. Bishai (1962) réalisa des expériences de désoxygénation sur des sur des embryons et alevins de saumons Atlantique. Il en conclua que les embryons mais non les alevins, sont capables de détecter et d'éviter des concentrations réduites en oxygène. Des embryons de 6 à 18 semaines montrent une réponse d'évitement à des concentrations de 4 à 4,6 mg/l. Les alevins ne montrent aucune réaction d'évitement.

Höglund (1961) suggère qu'en nature, le saumon peut éviter des concentrations létales en oxygène, en répondant à une augmentation de la teneur en CO_2 libre, qui accompagne normalement une déficience en O_2. Il en conclut que les variations de concentrations en CO_2 sont des stimuli directs pour le saumon.

e. Effets sur la migration des saumons.

Sams et Conover (1969) ont étudié les migrations de saumons Chinook vers les chutes de Willamette (rivière Willamette près de Portland dans l'Orégon, aux U.S.A.) et plus particulièrement leur passage par les échelles à poissons. Cette étude a été réalisée dans le but de voir l'influence des concentrations en O_2 dissous sur la migration. Les auteurs remarquèrent que les premiers passages de saumons ne se produisaient que lorsque la concentration en O_2 dissous atteignait 4-5 mg/l. Il y avait cependant eu des années exceptionnelles où plusieurs saumons passèrent les échelles lorsque les concentrations en O_2 dissous n'étaient que de 3 mg/l.

f. Survie des oeufs et alevins.

La sensibilité à des déficiences en O_2 dissous est maximale pour des oeufs de saumons atlantiques, à un stade avancé du développement (peu avant éclosion). Bishai(1962) a situé le niveau critique en O_2 à des valeurs de 7,2 mg/l à 10°C. A 5°C, il était de 5,6 mg/l. Pour des alevins de saumons atlantiques, des valeurs de 1,65 et 2,3 mg/l d'O_2 ont été observées à 4 et 14°C . Il montra que les taux de consommation en O_2 par les alevins étaient généralement plus élevés à de hauts niveaux de concentration en O_2, qu'à des valeurs peu éloignées du niveau critique. Ces différences sont à mettre en relation avec des variations du niveau d'activité.

1.4.2.3.2. Conséquences d'un excès de concentration en oxygène dissous.

Shelton(1990) a observé des dépressions du taux de croissance mais pas de mortalités chez des saumons juvéniles exposés pendant 18 jours, en laboratoire, à des concentrations en oxygène dissous atteignant 30 à 35 mg/l à une température de 18°C. Par ailleurs, il rapporte qu'à de basses températures (de 1 à 1,4°C), des concentrations en oxygène dissous de 28-30 mg/l tuent des jeunes saumons après 3 jours d'exposition. Les faibles valeurs de température interagissent donc fortement avec les fortes concentrations en oxygène dissous pour produire ces mortalités.

1.4.2.3.3. Variation de la résistance avec la température.

Davison et al.(1959) ont trouvé que la limite de tolérance de 24 heures en l'oxygène dissous, pour des saumons juvéniles exposés à des concentrations constantes en automne ne changent pas du tout avec des élévations de température, en passant de 12 à 16°C ; et n'augmentent que de 10 à 15 % avec des élévations de température jusqu'à 20°C . A de plus hautes températures, spécialement au dessus de 22°C, les limites de tolérance varient fortement.

Privolnev (1963) ont d'autre part ajouté que les seuils létaux en oxygène étaient significativement plus élevés en été qu'en hiver.

1.4.2.3.4. Influence de la concentration en gaz carbonique.

Mc Neils (1956) ne trouva aucun effet virtuel des niveaux de CO_2 aussi haut que 40 mg/l, sur le niveau minimum d'oxygène toléré par le saumon coho, pendant 24 heures. Ce résultat fut obtenu à une température de 20,5°C. Il réalisa ensuite une expérience où il fit varier les concentrations en oxygène et gaz

carbonique. Lorsque le niveau initial en O_2 était de 5,8 mg/l ou plus, le niveau résiduel auquel était réduit l'oxygène, juste avant du saumon, augmenta très peu avec l'augmentation de la concentration en CO_2 à 70 mg/l. Ce niveau se situait à 1,6 mg/l. Cependant, quand les concentrations initiales en O_2 étaient seulement de 3 à 3,4 mg/l et les concentrations finales en CO_2, de 35 à 45 mg/l; tous les saumons mouraient à des concentrations en O_2 de 2,5 mg/l environ. Sous les mêmes conditions, mais à des taux de CO_2 relativement bas (17 mg/l), l'O_2 à la mort, fut réduit à des concentrations de 1,8 mg/l. Une rapide acclimatation du saumon à de hauts niveaux de concentrations en CO_2 se réalise. Les saumons qui ne sont pas asphyxiés rapidement par des expositions soudaines à des taux d'O_2 combinés avec de fortes concentrations en CO_2 libre, sont capables de résister à cette exposition, s'étant ajustés eux-mêmes à des niveaux de concentrations en CO_2 élevées. En milieu naturel, si le saumon n'est pas exposé soudainement à des conditions létales de concentrations en CO_2, il peut rapidement s'acclimater, en changeant ses réserves alcalines du sang (Powers et al. 1978).

Mc Neil (1956) montra que le saumon est capable de réduire les concentrations en O_2 dans sa vessie natatoire, à des niveaux aussi bas que dans l'eau presque neutre et dans l'eau acide à pH 4,5.

1.4.2.3.5. Acclimatation à des déficiences en oxygène dissous.

Une influence marquée de l'acclimatation à des concentrations réduites en oxygène permet au saumon de tolérer de plus faibles concentrations en O_2 dissous.

Shepard (1955) a estimé à 0,95 mg/l le niveau d'oxygène le plus bas auquel 50% de saumons pouvaient être acclimatés à 9°C.

Shepard (1975) indique que le mécanisme de l'acclimatation se fait par une altération de la capacité de l'hémoglobine du sang. Un comportement de paresse a pu être observé chez des saumons qui avaient été exposés pour un long moment à de très faibles concentrations en oxygène dissous. Il est possible qu'une réduction graduelle de l'activité spontanée du poisson, à de faibles concentrations en oxygène dissous, accompagne l'augmentation de résistance à ces niveaux déficients.

Pour le saumon atlantique, Davison et al.(1959) purent constater que des saumons juvéniles qui avaient été exposés pendant 5 jours à des concentrations de 2 mg/l d'O_2 mouraient à des concentrations

moyennes de 0,2 mg/l plus faibles que ceux qui n'avaient pas été acclimatés auparavant. Les taux sont de 0,9 à 0,7 mg/l pour les acclimatés et de 1,1 à 0,9 mg/l pour les non acclimatés.

1.4.2.3.6. Taux en oxygène et croissance larvaire.

Mc Neil(1953) rapporte que les taux de croissance des alevins de saumons atlantiques sont fortement réduits à des concentrations en oxygène dissous de 4,5 à 5 mg/l et même 5,5 mg/l.

Doudoroff (1967) a étudié l'effet de variations de la vitesse du courant et de concentrations en oxygène dissous sur la croissance des alevins. Ils ont remarqué que les tailles maximales atteintes par des alevins exposés à de faibles concentrations en oxygène dissous (3 mg/l) étaient réduites seulement modérement par rapport aux alevins contrôles (saturation en oxygène dissous). Lorsque les concentrations en oxygène dissous et la vitesse du courant étaient faibles, la croissance des alevins était fortement réduite.

Les alevins de saumons ne sont pas véritablement affectés par la réduction de la concentration en oxygène ambiant si les autres conditions environnementales sont favorables (vitesse du courant, perméabilité du gravier...). Les alevins, ainsi que les embryons sont exposés dans le gravier à des concentrations en oxygène plus faibles qu'à sa surface. Les effets d'une déficience en oxygène dissous sur leur survie et leur croissance peuvent donc être très importants, spécialement à de faibles valeurs de vitesses du courant d'eau intergravifique.

1.4.2.3.7. Taux en oxygène et croissance juvénile.

Des expériences ont été menées en laboratoire par Fisher (1963), sur des saumons juvéniles, nourris abondamment. Il remarqua que leur taux de croissance tend à diminuer avec des réductions de concentrations en oxygène dissous, à partir du niveau de saturation. La diminution était de 8%, 17%, 42% à des taux d'oxygène de 5mg, 4mg, 3mg.

La nature ne fournit pas des rations de nourriture fixées journellement et celle-ci n'est habituellement pas si abondante. La croissance du saumon, à des températures favorables est donc limitée par la disponibilité en aliments. A un niveau constant de disponibilité en nourriture, leur taux de consommation est fonction

de la quantité d'énergie que le poisson est capable de dépenser pour chercher sa nourriture. Dans un aquarium de laboratoire, le poisson peut ingérer toute la nourriture qu'il désire sans aucun gros effort de capture à réaliser. Cela ne correspond pas à la situation en milieu naturel. L'énergie dérivant du métabolisme aérobique est requise pour les activités de nutrition. Celle-ci dépend de la disponibilité en nourriture et des besoins en oxygène nécessaires pour le métabolisme. Les effets de réduction de concentration en oxygène ne seront donc pas les mêmes en laboratoire qu'en nature.

De plus, en conditions naturelles, des phénomènes d'acclimatation interviennent face à des réductions de concentrations en oxygène dissous (Fisher, 1963).

1.4.2.4. Toxicité vis-à-vis de l'ammoniaque.

1.4.2.4.1. Mode d'action toxique.

Il est évident que le principal facteur contrôlant la toxicité de l'ammoniaque est la valeur du pH de l'eau, qui, avec la température et la teneur en ammonium ,en régit la concentration(Eifac,1968). Celle-ci dépend de l'équilibre entre le taux de production, et la conversion oxydative en nitrite et nitrate par les bactéries.

L'ammoniaque peut aussi être excrété de la surface branchiale comme conséquence de l'utilisation de protéines par le poisson. Presque tout l'azote de la nourriture qui n'est pas incorporé comme chair de poisson est converti en ammoniaque et entre dans l'eau, soit par le métabolisme et le mécanisme excréteur du poisson ou par l'action bactérienne dans l'eau (Alabaster et al., 1971).

La forme non-ionisée est la forme qui passe le plus facilement à travers les membranes des cellules, cette forme neutre étant plus facilement soluble dans les segments lipidiques de la membrane et apparamment n'ayant pas besoin de transport actif. La forme ionisée se produit, par contre, comme une entité chargée et hydratée qui ne peut pas facilement passer à travers les micropores membranaires, chargés de composants hydrophobes.

Les concentrations en ions H^+ dans la fine couche d'eau immédiatement adjacente à la surface de la membrane branchiale du poisson est plus importante qu'au niveau de la masse d'eau. Ceci produit une fraction correspondante en ammoniaque non ionisé plus basse dans cette région critique.
Les valeurs de pH plus faibles dans la couche d'eau immédiate sont causées par les flux extérieurs de CO_2 lâché par les activités de respiration du poisson (Boll,1967).

Plusieurs auteurs ont montré que l'exposition du poisson aux solutions toxiques en ammoniaque endommage l'épithélium des branchies .

Boll(1967) a exposé des saumons chinois à de faibles concentrations en ammoniaque pendant 6 semaines et a observé une hyperplasie progressive de l'épithélium des branchies au cours des quatres premières semaines. Une exposition ultérieure à l'eau claire a entraîné une guérison de l'épithélium dans une eau à 14°C . Les symptômes de maladie sont une hyperplasie, une association et éventuellement fusion et consolidation des lamelles branchiales, causant ainsi l'asphyxie (Lloyd, 1964).

Le mécanisme de la toxicité de l'ammoniaque est causé par sa forte concentration dans le sang, résultant de son entrée à travers les membranes au niveau des branchies particulièrement (Hampson, 1976).

De nombreuses expériences de durée relativement courtes ont montré que la concentration mortelle en ammoniaque pour un grand nombre d'espèces de poissons se situait dans la gamme 0,2- 2 mg NH_3/l, les salmonidés étant les plus sensibles.

D'après des données de laboratoire, la plus faible concentration toxique observée pour les salmonidés est de 0.2 mg NH_3/l pour le frai de la truite arc-en-ciel avec des valeurs équivalentes pour les tacons de saumons atlantiques (Hampson,1976). Une concentration de 0,025 mg NH_3/L peut être le maximum tolérable par le poisson pendant une longue période de temps. Bien que des concentrations d'ammoniaque non-ionisé inférieures à 0,2 mg NH_3/l puissent ne pas tuer une proportion significative d'une population de poissons, elles peuvent toujours avoir des effets physiologiques ou histopathologique nocifs.

1.4.2.4.2. Etudes en laboratoire - variables affectant les seuils mortels.

a. Valeurs du pH et de la température (Tableau 1.11.).

L'ammoniaque est plus toxique dans les solutions alcalines que dans les solutions acides. Seule la molécule non ionisée est toxique. Une augmentation de 0,3 de la valeur du pH-de 7 à 7,3-doublerait la concentration en ammoniaque non-ionisée dans une solution d'ammoniaque. La valeur du pKa dépend de la température. Une hausse de la température de 10°C double la concentration en ammoniaque non-ionisée (Vander Borght, 1980).

b. Concentrations en anhydride carbonique libre.

Lloyd (1961) a montré que la toxicité d'une solution de chlorure d'ammonium peut être affaiblie en accroissant la quantité d'anhyride carbonique libre se trouvant dans l'eau, qui réduit la valeur de pH. Il a montré un effet secondaire de l'anhydride carbonique libre. Il pense que ce n'est pas la valeur du pH de l'ensemble de la solution qui importe dans la détermination de la toxicité de l'ammoniaque, mais la valeur de pH de l'eau en contact direct avec la surface des branchies. Ceci dépend de l'effet que le CO_2 produit par la respiration du poisson et de son effet sur la valeur du pH de l'eau. Son ordre de grandeur dépendra de la concentration de CO_2 libre déjà présent dans la solution. Si la concentration de CO_2 libre dans l'eau est très faible, les quantités rejettées par le poisson réduiront considérablement la valeur du pH à la surface des branchies mais l'importance de ce changement de pH décroîtra à mesure qu'augmente la teneur de l'ensemble du volume d'eau en anhyride carbonique libre. Ainsi, dans les expériences au cours desquelles les teneurs en anhydride carbonique libre sont très faibles et la valeur du pH élevée, les teneurs en ammoniaque non-ionisé toxique peuvent être 5 fois supérieures à celles qui sont applicables aux eaux polluées où la quantité d'anhydride carbonique libre peut être élevée et la valeur du pH plus faible.

c. Concentrations en oxygène dissous.

Une réduction de la teneur de l'eau en oxygène dissous accroît la toxicité de l'ammoniaque. Une réduction à 50% de la valeur de saturation de l'air réduit le temps de survie de poissons dans des solutions mortelles, au tiers de ce qu'elle est dans l'eau bien aérée (Eifac, 1971). L'effet de faibles teneurs en oxygène dissous sur la toxicité de l'ammoniaque diminuerait avec l'augmentation de la teneur en anhydride carbonique libre. En milieu naturel, cette augmentation accompagnée d'une réduction de la valeur du pH peut réduire de beaucoup la toxicité de l'ammoniaque .

1.5. CONCLUSIONS- QUALITÉ DU MILIEU ET DES EAUX À EXIGER POUR LA RÉINTRODUCTION DU SAUMON.

1.5.1. EXIGENCES ESSENTIELLES DU SAUMON.

Pour qu'un milieu déterminé convienne à une espèce que l'on veut réintroduire, il faut que celle-ci puisse y vivre et s'y développer normalement, c'est-à-dire que les exigences respiratoires, alimentaires, reproductives y soient satisfaites.

1.5.1.1. Exigences respiratoires.

La plupart des salmonidés ont des exigences respiratoires élevées. Si pour l'Europe occidentale tempérée, on prend comme repère les exigences respiratoires de la tanche, celles de la truite arc-en- ciel et du saumon sont six fois plus élevées.

1.5.1.2. Exigences alimentaires.

Une distinction peut se faire entre le régime alimentaire dans le jeune âge et au stade adulte. Dans le jeune âge, après le stade de résorption de leurs vésicules vitellines, tous les poissons se nourissent de microorganismes. Le saumon se nourrit à 75% de macro -invertebrés à la dérive, et à 25 % de macro -organismes attachés au substrat (diptères, éphéméropères) (Mills, 1989).

1.5.1.3. Exigences relatives à la reproduction et au développement.

En ce qui concerne le milieu, ces exigences concernent principalement la température et le substratum. Nous n'envisagerons ici que les exigences vis-à-vis de la température, celle-ci se rapportant à la physico-chimie.

Les poissons ne fraient que lorsque les eaux ont atteint la température qui leur convient. Les saumons fraient en fin automne, à une température inférieure à 10°C (Dexter,1967).

La température peut fortement influencer la disponibilité en oxygène dissous des embryons. Dans une expérience conduite par Rimmer(1989) en laboratoire, seulement 25% d'embryons de saumons coho se développent à 14°C et à 10,4 mg/l en oxygène dissous et éclosent. Bien que la concentration en oxygène dissous

ait augmenté le pourcentage de succès de développement et d'éclosion, la température a un effet hostile.

Dans une expérience conduite à 12,5°C, 79% des embryons se développent et éclosent à 10,7 mg/l en oxygène dissous; 22% éclosent à 5 mg/l, 12% éclosent à 4mg/l et aucun n'éclot à 3 et 2 mg/l d'oxygène dissous. A des températures proches de 1O°C, plus de 90% des embryons éclosent à des concentrations en oxygène dissous proche de la saturation. Les effets hostiles d'une réduction de concentration en oxygène dissous deviennent plus importants avec des augmentations de températures (Garside,1966).

1.5.2. EXIGENCES VIS-À-VIS DE LA QUALITÉ DE L'EAU.

Depuis une quinzaine d'années, la CEE considère que la qualité des eaux destinées à un usage donné doit être standardisée dans les différents pays de la communauté à la fois pour des raisons économiques, de salubrité publique et de protection de l'environnement. Une réglementation qui prévoit le respect de critères paramétriques physico-chimiques ou biologiques a donc été instaurée.

1.5.2.1. Exigences en oxygène dissous.

Les poissons sont très sensibles aux diminutions de la teneur en oxygène dissous et meurent rapidement d'asphyxie. Il importe donc que les doses létales ne soient jamais atteintes. La teneur en oxygène dissous dans l'eau dépend notamment de la température ainsi que de l'abondance en matières organiques et en végétaux submergés (Mill,1989).

Les teneurs minima supportées dépendent de nombreux facteurs ambiants, tels que la température et de facteurs propres au poisson tels que l'espèce, l'âge, la taille. Pratiquement, il faut que les eaux de surface répondent aux critères suivant : les eaux salmonicoles doivent avoir une teneur en oxygène toujours supérieures à 7 mg/l(Alabaster,1980). La concentration seuil à partir de laquelle des dommages peuvent être causés au saumon se situe à 5 mg O2/ l.

1.5.2.2. Exigences vis-à-vis du pH.

La meilleure eau piscicole est celle qui possède une réaction légèrement alcaline : pH compris entre 7,0 et 8,0 unité pH. Les salmonidés peuvent supporter des pH acides ou alcalins mais les

limites qu'il est souhaitable de ne pas dépasser sont : en-dessous de pH 5,0 et au-dessus de pH 9,5 (CEE, 1980).

1.5.2.3. Exigences vis-à-vis de la température.

Pour les salmonidés, les valeurs de température ne doivent pas dépasser les valeurs suivantes : 21,5°C et 10°C. En ce qui concerne plus particulièrement le saumon, des valeurs maximales de 31,5 °C constituent la limite d'acceptabilité. La limite de température de 10°C ne s'applique qu'aux périodes de reproduction.
Ces limites de température peuvent toutefois être dépassées pendant 2% du temps (Alabaster, 1980).

1.5.2.4. Exigences vis-à-vis de l'ammoniaque.

Les teneurs en ammoniaque ne doivent pas dépasser la valeur de 0,025 mg/l NH3. Afin de diminuer le risque d'une toxicité due à l'ammoniaque non-ionisé, d'une consommation et d'une eutrophisation, les concentrations en ammonium total ne devraient pas dépasser la valeur de 1 mg/l NH4 (Alabaster,1980).

2. MATERIEL ET METHODES.

2.1 STATIONS D'ETUDE.

2.1.1. INTRODUCTION.

Le présent travail a été réalisé entièrement dans le cadre géographique du bassin de la Semois et plus particulièrement en moyenne et basse Semois (fig.2.1). En moyenne Semois, les terrains sont, en majorité, couverts de prairies avec quelques cultures. En basse Semois, les hauts plateaux sont plus propices aux cultures et à l'élevage. Dans la vallée aux versants abrupts, les hêtraies laissent peu à peu place aux chênaies ainsi qu'aux épicéas. Seuls les terres hautes ainsi que les élargissements de la vallée sont cultivés ou sous prairies. Le secteur industriel est très peu développé sur l'ensemble de la région; les seules activités à relever étant quelques entreprises artisanales à Florenville, Tintigny (moyenne Semois) et Bouillon (basse Semois) (Van de Borght ,1980).

2.1.2. DESCRIPTION DES STATIONS.

Les 3 stations de mesure sont établies sur le cours moyen et inférieur de la rivière. Le choix de ces points de prélèvements et de mesures a été effectué en tenant compte de différents facteurs :
-zones à tendance touristique;
-facilité d'accès aux points de prélèvements;
-surveillance des appareillages d'enregistrement laissés sur le terrain -existence de repeuplement en saumons .

2.1.2.1. Moyenne Semois : Termes.

Situé en amont de Jamoigne , Termes est un village d'environ 300 habitants , à caractère principalement agricole (6 exploitations agricoles). Les terres sont surtout constituées de prairies (élevage bovin) . Ce village ne possède aucun emplacement de camping . Selon l'administration de Chiny (communication personnelle), le déversement des effluents domestiques se réalise dans un petit ruisseau se jettant dans la Semois .

Notre station de mesure et de prélèvement se situe dans une zone à courant rapide (vitesse moyenne du courant : 0,42 m/ sec) ; en aval du lieu de déversement . La Semois y a une profondeur de 0,51 m de moyenne . Le substat dominant est constitué de graviers et de sédiment . A cet endroit , la Semois s'étend sur une largeur de 12 m de moyenne (calculé sur un tronçon de 10 mètres de longueur) .

La végétation aquatique est constituée d' Elodéa canadensis ;

Potanogeton perfoliatus en faible proportion et de Ranunculus fluitans L. en majorité . La végétation rivulaire est constituée principalement de Juncus et orties .

2.1.2.2. Basse Semois : Herbeumont.

Situé en basse Semois luxembourgeoise , en aval de Florenville , Herbeumont est un village très touristique . Seul un agriculteur y exerce encore sa profession . Les terres sont constituées de terrains boisés et de pâtures. Ce village possède 4 campings disposant respectivement de 77 , 63, 47, 91, emplacements (Administration communale d'Herbeumont , communication personnelle). Ceux-ci sont munies de fosses septiques et se trouvent à proximité du cours d'eau . Il semble que les effluents de la plupart des maisons arrivent au petit ruisseau prenant sa source au milieu du village . Ce ruisseau sert de collecteur principal.

Notre station de mesures se situe à la sortie du village , dans une zone à courant rapide (0,31 m/sec) subissant l'influence de rapides à environ 100 mètres en amont .La Semois y possède une profondeur de 0,52 m de moyenne et une largeur de 15 m . Le substrat dominant est constitué de gros galets (15 cm de diamètre) .

La végétation rivulaire est constituée principalement de Iris pseudacorus , Phalaris arundinacea ,....

c.Basse Semois : Bouillon .

Bouillon se situe sur la Semois inférieure . Sa principale activité est le tourisme .La population permanente constitue 2501 habitants (population au 31. 12. 1990). Le nombre de nuitées touristiques s'est élevé à 114 377 en 1987 avec une prédominance pour les mois de juillet et août (38 087 en juillet; 29 799 en août). (Adm. Communale de Bouillon, communication personnelle). Le nombre de campings s'élève à 5 ; respectivement de 50, 300, 35, 30 et 194 emplacements . Le nombre d'hôtels s'élève à 12; et de restaurants à 10 .

Notre station de prélèvement se situe sur la route en direction de Corbion, en amont du camping "les Halliru" et en aval de la station d'épuration . Ce camping est muni d'une fosse septique raccordée à la station par un système de pompage . A cet endroit, la Semois possède une profondeur de 0,47 mètres et une largeur de 23 mètres . Le courant y est de type rapide (0,46 m/sec). Le substrat dominant est constitué de gros galets (environ 15 centimètres de diamètre) et de sédiments .

La végétation rivulaire est constituée d'orties et d'Iris pseudocarus . La végétation aquatique est constituée principalement de Ranunculus fluitans et de quelques Potanogétone perfoliatus .

2.2 PARAMETRES DE MESURE DE L'EUTROPHISATION .

2.2.1.PARAMETRES PHYSIQUES.

2.2.1.1.Le pH .

Mesuré sur le terrain, toutes les heures du jour durant une campagne de mesure grâce à un ph mètre de type WTW 90 ,avec une précision de 0,01 unité pH.

2.2.1.2.La température de l'eau .

Mesurée en continu sur un cycle de 24 heures , avec un enregistrements des donnés toutes les 5 minutes , grâce à une sonde de température plongée dans l'eau , de plus reliée à un enregistreur de type "data logger ".

2.2.1.3.L'intensité lumineuse .

Les mesures de rayonnement solaire global sur une surface déterminée nous ont été données par l'Institut Royal Météorologique d'Uccle .Les mesures ont été réalisées à la station de Saint-Hubert . Elles reprennent des données d'intensité lumineuse chaque demi-heure de la journée; de 6 heures au matin à 18 heures .

2.2.2. PARAMETRES CHIMIQUES .

2.2.2.1. Les nutriments.

Les concentrations en différents nutriments ont pu être mesurées en laboratoire par des dosages à partir d'échantillons d'eau pris lors de chaque campagne de mesure, et conservés par congélation. Les teneurs en ces nutriments ont pu être calculées à partir de droites d'étalonnage préalablement établies à partir de concentrations étalon.

2.2.2.1.1.Teneur en nitrates.

Le dosage des nitrates est réalisé par la méthode à l'acide chromotropique (Philip W .West et T.P. Ramachandran, 1966).

Principe: en milieu acide, il y a réaction des nitrates avec l'acide chromotropique (acide 1,8 dihydroxy - 3,6 -naphtaline

disulfonique) pour donner une coloration jaune susceptible d'un dosage colorimétrique.

La lecture au spectrophotomètre est réalisée à 41O nm. Au préalable, une goutte de sulfite-urée est ajoutée à la prise d'échantillon d'eau de 2,5 ml afin d'éliminer les substances interférentes telles que les nitrites et les agents oxydants . Un ajout de 2 ml d'antimoine élimine l'interférence due aux chlorures (renforcement de la coloration jaune) jusqu'à 2000 mg/l en Cl- .

2.2.2.1.2..Teneur en nitrites.

Le dosage des nitrites est réalisé par la méthode à l'acide sulfanilique (Rodier, 1975).

Principe : la diazotation de l'acide sulfanilique et la présence de l'*-naphtylamine donne un complexe rouge susceptible d'un dosage colorimétrique.A une prise d'essai de 50 ml d'eau ,on ajoute respectivement 1 ml de réactif EDTA (sel bisodique de l'acide éthylène diaminetétra-acétique) et 1 ml de solution d'acide sulfanilique.Après mélange et attente de 3 minutes ; on ajoute 1 ml de solution de naphtylamine ainsi qu'1 ml de solution tampon d'acétate de sodium.

2.2.2.1.3.Teneur en ammoniaque.

Le dosage de l'ammoniaque esr réalisé par mesure spectrophotométrique des concentrations en l'ion ammonium NH4+ (HMNO (1981)). L'ammoniaque libre est ensuite calculé , sachant que: NH4+ =NH3+ + H+. Cette réaction est sous la dépendance du pH et de la température ;les pH alcalins favorisent la forme non ionisée NH3 ,tandis qu'à des pH inférieurs à 7 ,l'ammoniaque est essentiellement sous la forme ionique NH4+ .La distribution de ces espèces est gouvernée par l'équilibre suivant : $Ka = \frac{(NH3)\ (H+)}{NH4+}$

La constance d'équilibre de cette réaction dépend fortement de la température . Cette dépendance liée à la variation d'entalpie de la réaction considérée peut s'exprimer simplement en fonction de l'inverse de la température absolue :

$$\log Ka = \frac{0,11 + 2,7 \cdot 10^{3}}{273+t°}$$

Si nous posons a = fraction non ionisée de l'azote ammoniacal ,

$$\frac{NH3}{NH4+} = \frac{Ka}{H+} = \frac{a}{1-a} = b$$

$$\log b = - pka + pH$$

L'introduction de la température et du pH dans les équations permet de calculer la fraction non ionisée (NH3) couvrant l'ensemble des conditions expérimentales de nos mesures .

Principe du dosage de (NH4+ + NH3)

L'ammoniaque réagit avec les ions hypochlorites, issus de l'hydrolyse alcaline du dichloroisocyanurate et avec le salicylate de sodium (pH = 12,6) en présence du nitroprussiate de sodium, qui agit comme catalyseur, pour former un composé coloré . La coloration est bleue mais apparaît verte ,interférence due à la couleur jaune du réactif. L'absorbance est mesurée au spectrophotomètre à 655 nm.

2.2.2.1.4. Teneur en ortho-phosphates (SRP)

H.L Golterman (1969).

Le phosphore existe dans les eaux naturelles sous les formes principales suivantes:
-Le P inorganique dissous représenté principalement par les ortho-phosphates (ions PO4 3-,HPO42-,H2PO4-) ;
-Le P organique dissous;
-Le P inorganique et organique particulaires;

Analytiquement,on sépare le P dissous et particulaire par filtration :ainsi,la mesure du P inorganique dissous (ou SRP =soluble réactive phosphate) s'effectue sur le filtrat .

Principe du dosage :

En milieu acide et en présence de nolybdate d'ammonium, les ortho-phosphates, donnent un complexe phossphomolybdique qui, réduit par l'acideascorbique développe une coloration bleue susceptible d'un dosage colorimétrique.

2.2.2.1.5.Teneur en matières organiques dissoutes .

Les méthodes classiques d'analyse du carbone dissous et particulaire sont relativement imparfaites et peu précises pour les eaux naturelles .Il s'agit de mesurer la quantité d'O2 nécessaire à l'oxydation des matières organiques totales (particulaires +dissoutes)d'un échantillon d'eau brute ,soit par voie biologique (DBO=demande biologique en oxygène) ,soit par voie chimique (oxydabilité)et DCO =demande chimique en oxygène .Cette mesure est basée sur l'oxxydation complète des M.O. à haute température; elle se fait par dosage du CO2 par un détecteur approprié.Ce type de

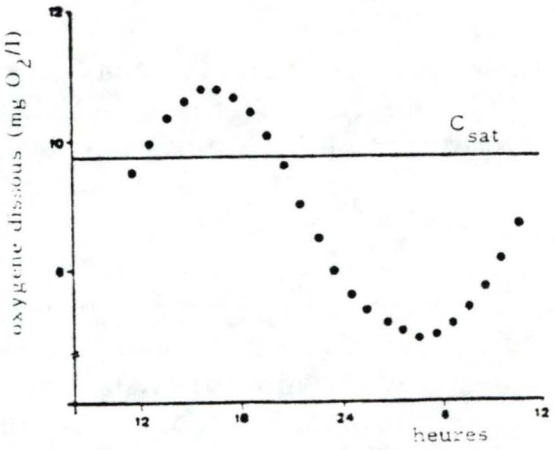


Figure 2.1a. Variations journalières de la concentration en oxygène dissous observées dans le Viroin le 6/7/81 (d'après Servais et al., 1984).

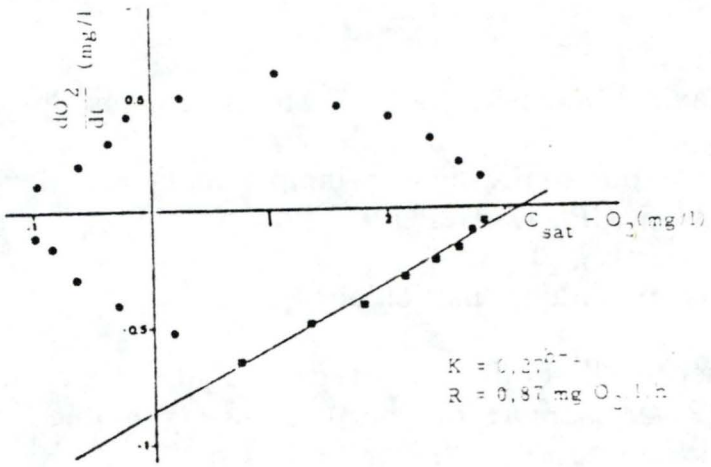


Figure 2.1b. Variations de la concentration en oxygène en fonction du déficit de saturation (d'après Servais et al., 1984).

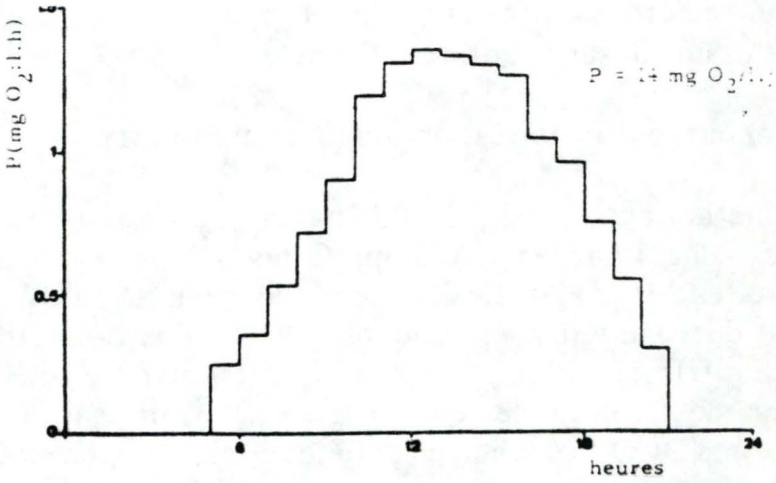


Figure 2.1c. Variations journalières de la production primaire (d'après Servais et al., 1984).

Légende : : points du jour
points de nuit.

mesure est réalisé par l'analyseur Dorhmann DC-8O de la station de traitement des eaux du barrage d'Eupen.

2.2.3.PARAMETRES BIOLOGIQUES.

La teneur en O2 dissous est classiquement un paramètre très révélateur de la qualité d'une eau de surface . En effet, elle est influencée par les pollutions organiques et l'eutrophisation et dépend de divers processus de sorte qu'une teneur en O2 trop basse , trop variable traduit une grave altération du fonctionnement d'un écosystème aquatique . La concentration en O2 dissous est regulée par l'équilibre entre 3 processus : échange d'O2 avec l'atmosphère, production d'O2 par photosynthèse et consommation d'O2 par respiration L'intensité des deux derniers processus , qui dépendent l'état trophique de la rivière peut être influencée par la pollution , par la matière minérale ou organique . Ils subissent aussi des changements saisonniers dus à des variations naturelles de température, d'intensité lumineuse et éventuellement de disponibilité en substances nutritives . La méthode utilisée pour déterminer la production primaire au niveau de tronçons de la Semois est basée sur l'évolution des concentrations en oxygène dissous , sur un cycle de 24 heures (Odum , 1956 - Quens ,1969 - Wolfe et al. ,1971 -Kelly et al. ,1974) . Cette méthode fut appliquée par Servais et al. (1984) lors de son étude sur le Viroin . Ce cours d'eau ,comme la Semois est aussi caractérisé par une abondante végétation de renoncules flottantes à certaines périodes de l'année .

2.2.3.1. La méthode du cycle des 24 heures

Cette méthode a l'avantage de pouvoir intégrer la production primaire brute , la respiration de l'entièreté de la communauté vivante et le coefficient de réaération d'un tronçon de rivière (Servais et al). En rivière, la mesure de variations de concentrations en O2 en 2 points différents d'un tronçon de rivière
est en principe nécessaire , mais la mesure en un point suffit dans la plupart des cas, si le secteur de rivière considéré est homogène (cas du Viroin, de la Semois) (De Becker, 1986). Ceci implique que dans le tronçon de rivière situé en aval de la station considérée , les fluctuations diurnes et nocturnes de la concentration en O2 dissous sont semblables et simultanées en chaque point de la rivière . Dès lors,les mesures de variations en O2 dissous peuvent être réalisés en une seule station. Considérant ce fait dans le cas de la Semois, nous utiliserons la méthode qui requiert seulement la connaissance des variations journalières en O2 à un endroit . Ces variations peuvent être décrites par la relation suivante :

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = P - R + K\,(C_{sat} - CO_2) \qquad (1)$$

dt
dans laquelle:

P représente la production d'oxygène due à l'activité photosynthétique;
P représente la consommation d'O2 due à la respiration de l'ensemble de la communauté biologique;
K représente la constance de réaération ;
(C sat - C O_2) représente l'écart à la saturation avec C sat défini comme la concentration de saturation en O2 dissous ,calculé comme suit:

$$C\ sat = \frac{475}{33+t°}$$

Durant la nuit ,la production primaire est nulle et l'équation (1) devient :

$$\frac{dO_2}{dt} = -R + K\ (C\ sat - C\ O_2) \qquad (2)$$

En admettant que la respiration est constante sur une période de 24 heures, on peut déterminer R et K en connaissant les variations nocturnes de la concentration en oxygène $\frac{dCO2}{dt}$ ainsi que les écarts à la saturation ,

(Csat -CO_2.)

En représentant graphiquement $\frac{dCO2}{dt}$ en fonction de (C sat -CO2) , nous

obtenons une droite dont la pente vaut K/t et l'ordonnée à l'origine, -R/t.

Ainsi, la résolution de l'équation de régression de cette droite et la prise en compte du pas de temps des mesures permet d'obtenir R (mg O2 / l / h) et
Kr (h-1). En réintroduisant ensuite les valeurs de R et K dans l'équation (1), ainsi que les variations de l'oxygène dissous pendant le jour, la production P à chaque pas de temps peut être déterminée. En sommant ces valeurs de production à chaque pas de temps (souvent l'heure), nous obtiendrons la production primaire brute de la journée. Celle-ci est exprimée en O2 produit par unité de volume d'eau, en mg/l/j, par exemple. La production par m2 pourra être calculée en multipliant cette production par unité de volume, par la profondeur moyenne de la rivière dans le secteur considéré.
L'application de cette méthode au Viroin est montrée dans la figure

2.1.

L'avantage des méthodes de mesures réalisées sur des communautés non isolées est liée au fait que la mesure est effectuée dans des conditions naturelles, sans aucune modification du milieu. Les variations d'oxygène dissous observées durant la journée ne peuvent cependant être interprétées en terme de photosynthèse que si les variations d'oxygène dues au processus de respiration et de diffusion à l'interface air-eau sont connues . Il est donc indispensable de déterminer l'intensité de ces deux processus; ce qui nécessite des observations de nuit. La production primaire et la respiration sont déterminées de cette manière pour l'ensemble de la communauté biologique présente dans la rivière. Dans ce type d'approche, seule la production primaire brute pourra être déterminée (De Becker, 1986).

2.2.3.2.Méthode des mesures des variations de concentrations en O2 dissous.

Les méthodes employées pour mesurer la concentration en O2 dissous sont d'une part ,la méthode de Winkler et d'autre par un enregistrement en continu durant 24 heures grâce à un oxymètre relié à un data logger starlog .La concentration en O2 s'exprime en mg/l.

2.2.3.2.1.Méthode de Winkler (Rodier, 1966).

a.Prélèvement de l'eau.

Le prélèvement de l'eau se pratique dans des bouteilles à bouchons rodés et biseautés dont le volume précis est connu. L'échantillon d'eau, d'abord récolté dans un bidon est transvasé dans les bouteilles, au moyen d'un siphon, dont l'extrémité plongera dans le fond du flacon en verre. On laissera déborder l'eau hors du flacon d'environ 3 fois son volume puis on bouchera. Très rapidement, après le prélèvement, on introduit successivement 1 ml du réactif alcalin (hydroxyde de Na, iodure de K, azoture de Na) et 1 ml de la solution de chlorure de manganèse. Après agitation, il se formera de l'hydroxyde manganeux qui réagira avec l'oxygène dissous pour former l'oxyde de manganèse à 1 molécule d'eau qui précipite sous forme de flocons brunss. A ce stade, la bouteille peut êtrestockée et ramenée au laboratoire pour le dosage. Au moment du dosage proprement dit, le précipité sera dissous par addition d'environ 2,5 ml d'HCL concentré. Le contenu sera alors titré par une solution de thiosulfate 0,025 N jusqu'à coloration jaune paille. Un indicateur (amidon) est ajouté et on obtient alors une coloration bleue. On continuera le titrage jusqu'à coloration complète.

b.Principe du dosage.

Le précipité d'hydroxyde manganeux, résultant lors de l'addition du tréactif alcalin et de la solution de chlorure de manganèse, absorbe complètement l'oxygène pour former l'oxyde manganique qui, en milieu acide, oxyde l'iodure de potassium préalablement introduit. L'iode libéré est alors titré par le thiosulfate de sodium .

c.Calcul de la concentration en oxygène dissous.

Sachant que chaque mole d'iode correspond à 1/2 mole d'oxygène, on peut calculer la teneur en O2 par la formule suivante:

$$O2\ (mg/l) = \frac{v \times N \times 8 \times 1000}{v-3}$$

où v = la quantité en ml de Na2S2O3 nécessaire au titrage;
N =le titre de Na2S2O3;
8 = 32/4 où 32 est le poids moléculaire de l'oxygène et 4 le nombre d'électrons échangés dans l'équation d'oxyde-réduction pour une molécule d'oxygène;
v-3 = le volume de la bouteille moins une estimation de 3 ml de la solution déplacée par l'addition des réactifs .

Cette méthode ne fut employée que pour les mois d'octobre, novembre, janvier, lorsque l'oxymètre n'était pas techniquement utilisable. Les mesures en oxygène dissous y furent réalisées sur le terrain toutes les 2 heures de jour et de la nuit .Cependant, dès le mois d'avril ,l'enregistrement en continu sur une période de 24 heures, par l'oxymètre nous permis d'obtenir des résultats beaucoup plus fiables et surtout plus précis. La mesure de l'O2 a été réalisée par un oxymètre YSI 58, dont le principe de fonctionnement est expliquée ci-après.

2.2.3.2.2. L'oxymètre YSI 58

a.Principe.

L'O2 dissous est indiqué en mg/l avec une précision de plus ou moins 0,03mg:l dans une marge de 0 à 20,00mg/l. La sensibilité à l'exposition dans le mode mg/l peut être lue au 100 ième ou au 1000 ième de mg/l. La t° est indiquée en °C de -5°C à +45°C avec une précision de 0,3°C .Le mode mg/l est automatiquement compensé du point de vue de la température, avec une précision de 1 % de l'O2 dissous pour des températures entre 5 et 45 °C, pour les changements de solubilité de l'oxygène dans l'eau en fonction de celle-ci.
Des piles et un accumulateur permettent une complète mobilité.

La sonde utilise des membranes de type Clark recouvertes de senseurs polarographiques couplés à une thermistance pour des mesures de températures. Une membrane perméable fine, est tendue sur le senseur isolant les éléments de l'environnement, mais permet à l'O2 et certains autres gaz d'entrer.

Quand un voltage polarisant est appliqué contre le senseur, l'oxygène qui est passé à travers la membrane, réagit à la cathode, permettant à un courant de circuler. La membrane laisse passer l'oxygène à un taux proportionnel à la différence de pression à travers celle-ci. Puisque l'oxygène est rapidement consommé à la cathode; sa pression à travers la membrane est effectivement zéro. La force permettant à l'O2 de diffuser à travers la membrane est proportionnelle à la pression absolue en O2 à l'extérieur de la membrane. Si la pression augmente, plus d'O2 diffuse à travers la membrane et plus de courant passe à travers le senseur.

La calibration de l'appareil consiste à exposer la sonde à une concentration en O2 connue , comme celle existant dans l'air à 100 % d'humidité relative ou dans l'eau avec une concentration en O2 connue et ensuite à ajuster le contrôle 3O2 calib3. Ainsi, l'exposition permet une lecture qui correspond à la concentration en O2 de l'échantillon connu.

2.2.3.2.3. Le data logger Starlog.

Pour l'enregistrement des données en continu, la sortie enregistreur de l'oxymètre, donnant une différence de potentiel de 0-1 V proportionnelle à la concentration en O2, est reliée à un "data logger". Celui-ci est équipé d'un circuit convertissant ce signal en une tension de 0-2,55 V, qui est lui-même digitalisé pour être stocké dans une mémoire (24 K ou 32 K suivant le logger). Le logger est préalablement programmé par un programme crée sur un PC de type IBM compatible. Celui-ci règle la fréquence de la mesure (dans notre cas, une mesure toutes les 5 secondes) et le pas de temps d'intégration des mesures. Ce dernier a été la plupart du temps de 5 minutes. Le logger étant équipé de sa propre sonde de température, on a pu ainsi disposer, après séjour du dispositif à chaque station pendant 24 h et après suivi du déchargement des mémoires, des valeurs moyennes de température et d'O2 dissous, toutes les 5 minutes pendant 24 heures. Ces données ont ensuite été traitées de la façon suivante:

- à partir des valeurs de température et d'O2 toutes les 5 minutes, des graphiques de variation de la concentration et du taux de saturation en fonction du temps ont été tracés;
- en ne retenant que les valeurs horaires, les calculs de P, R et K ont été réalisés par la méthode d'Odum("simple curve method" in Servais et al. 1984).

Ces traitements ont été effectués après transfert des fichiers "logger" sur le logiciel LOTUS 1-2-3.

2.4. Choix des stations de mesure.

Les différentes caractéristiques d'un milieu aquatique, tant biologiques que physico-chimiques, se modifient au cours d'un cycle annuel. C'est ainsi que la qualité physico-chimique de certaines rivières varie en fonction de l'époque de récolte, de l'avancement de la végétation.
Une étude valable d'une rivière nécéssite donc plusieurs campagnes de mesure réparties au cours du temps.

Nos trois sations de mesure ont été visitées durant les mois d'octobre à mars; une fois par mois. Nos mesures en variations d'O2 dissous ont été réalisés manuellement grâce à la méthode de Winkler.

A partir du mois d'avril, un oxymètre mis à notre disposition nous a permis un enregistrement continu durant des campagnes de mesure de 3 jours consécutifs (3 . 24 h à chaque station).
A partir de cette période, les mesures ont été réalisées tous les 15 jours et en juin , tous les 10 jours; les modifications des paramètres se marquant mieux au cours d'un cycle de 24 heures. Les campagnes de mesure ont été effectuées du 06 octobre 1990 au 13 juillet 1991. Des enregistrements des données de température et de concentrations en O2 dissous furent réalisés durant 24 heures à une station, les mêmes mesures furent réalisées aux 2 autres stations.Durant les heures du jour, des mesures de pH ainsi que de conductivité furent réalisées durant les campagnes de 3 jours. Des données supplémentaires nous ont été reléguées. Ainsi, des enregistrements à Moyen ont été effectuées durant le mois d'août 1990. Celles-ci nous permettront une comparaison avec les autres stations.

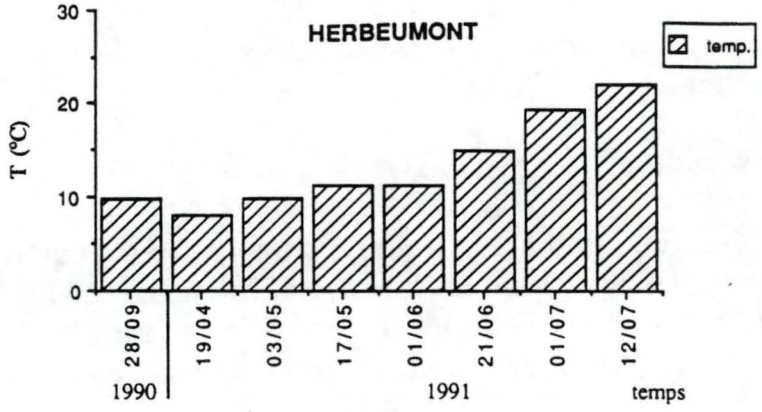


Figure 3.2a. Evolution saisonnière de la température du 28/9/90 au 13/7/91 pour Herbeumont.

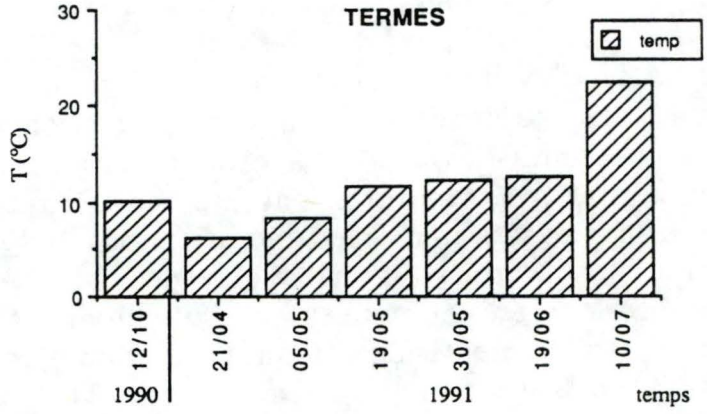


Figure 3.2b. Evolution saisonnière de la température du 21/8/90 au 10/7/91 pour Termes.

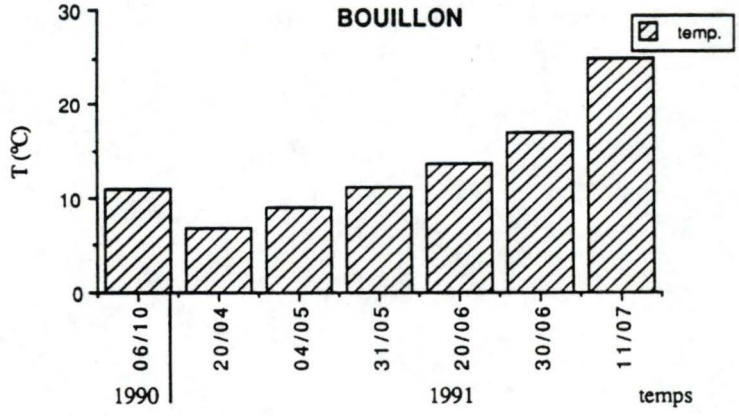


Figure 3.2c. Evolution saisonnière de la température du 6/10/90 au 12/7/91 pour Bouillon.

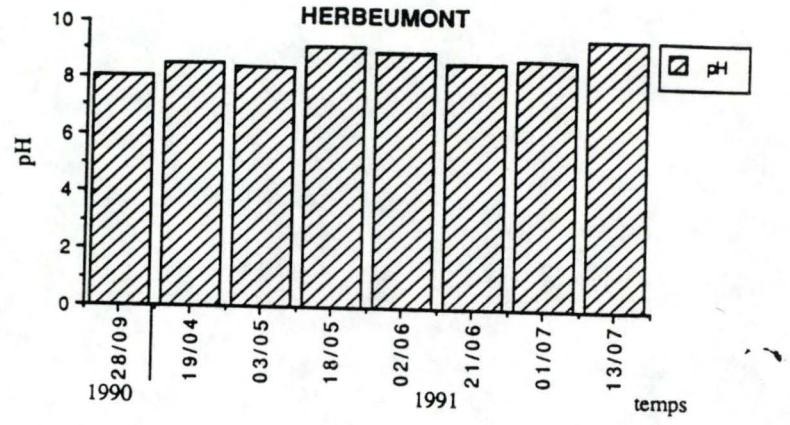


Figure 3.1a. Evolution saisonnière du pH du 28/9/90 au 13/7/91 pour Herbeumont.

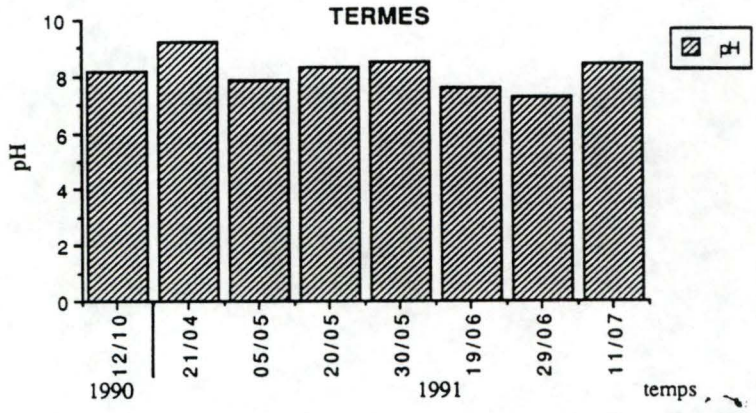


Figure 3.1b. Evolution saisonnière du pH du 21/8/90 au 10/7/91 pour Termes.

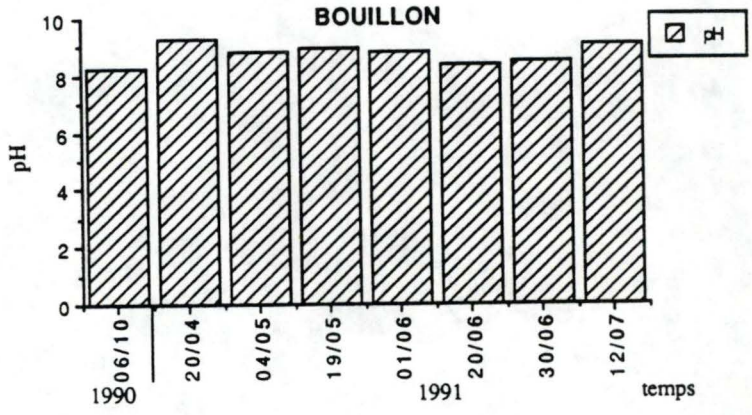


Figure 3.1c. Evolution saisonnière du pH du 6/10/90 au 12/7/91 pour Bouillon.

3. Présentation des résultats et discussion

L'ensemble des résultats reprend les mesures effectuées sur le terrain lors des campagnes de mesure, ainsi que les résultats d'analyses physico-chimiques du 28 octobre 1990 au 12 juillet 1991. L'ensemble des graphes reprend l'évolution saisonnière des paramètres de production primaire ainsi que des termes l'influençant.

Nos résultats seront traités, station par station, en ce qui concerne les paramètres de production primaire brute. Nous insisterons sur la station d'Herbeumont car celle-ci constitue la station de déversement d'alevins de saumons. Les résultats obtenus y sont de plus très satisfaisants (coefficients de détermination (r2) > 0.90) (voir annexe 1). Les résultats d'analyses physico-chimiques seront traités en parallèle pour les 3 stations.

3.1. DONNEES PHYSICO- CHIMIQUES.

3.1.1. REGIME THERMIQUE.

Les figures 3.2a,b. nous présentent l'évolution saisonnière des températures aux 3 stations étudiées; Termes, Herbeumont et Bouillon.
Nous remarquons la même évolution pour les 3 stations à savoir, une élévation des températures à partir du 20 juin. Elles atteignent des valeurs supérieures à 20 °C au 12 juillet. Ceci peut être mis en relation avec les fortes intensités lumineuses à cette période.

3.1.2. PH.

Les figures 3.1a,b. illustrent l'évolution saisonnière des valeurs de pH.
Nous remarquons que pour Herbeumont, ces valeurs peuvent être mises en rapport avec l'évolution de la production primaire brute (fig.).

Il est à noter que le pH augmente depuis la station la plus en amont (Termes) à la station la plus en aval (Bouillon).
A Termes et Bouilon, des valeurs supérieures à 9 unités pH sont atteintes, ce qui favorise le déplacement de l'équilibre de l' ammonium vers l'ammoniaque et donc peut constituer un danger pour la faune aquatique.

3.1.3. ANALYSE DES NUTRIMENTS.

3.1.3.1. Teneur en ortho-phosphates

La figure3 3 nous présente l'évolution saisonnière des concentrations en ortho-phophates pour les 3 stations: Herbeumont, Bouillon et Termes.
Nous remarquons que les teneurs en phosphates restent dans les mêmes marges de concentration à savoir 4O µg/l pour les 3 stations jusqu'au 21 juin. Ensuite, nous observons uns brusque élévation de ces teneurs atteignant près de 2OOµg/l au 11 juillet pour les stations d'Herbeumont et de Bouillon alors que pour la station de Termes , ces valeurs atteignent I4O
µg/l. Cette différence de concentration peut être mise en relation avec l'activité principale de la station. En effet,Termes est un village à prédominance agricole alors que Herbeumont et Bouillon représentent des villes à prédominance touristique. Le PO4 provenant de la dégradation de la matière organique des égouts domestiques, en période estivale, l'augmentation des rejets due à l'affluence des touristes sur les rives de la Semois ainsi que dans les hôtels pourraient constituer la cause principale des fortes teneurs en ortho-phosphates observées à cette période.
De plus, cette époque, les débits en eau sont plus faibles ,d'où une dilution plus faible des eaux entraine une concentration plus forte en nutriments.

3.1.3.2. Teneur en nitrates

La figure3. 4 illustre l'évolution saisonnière des concentrations en nitrates depuis le Ier octobre jusqu'au I3 juillet. Cette courbe varie

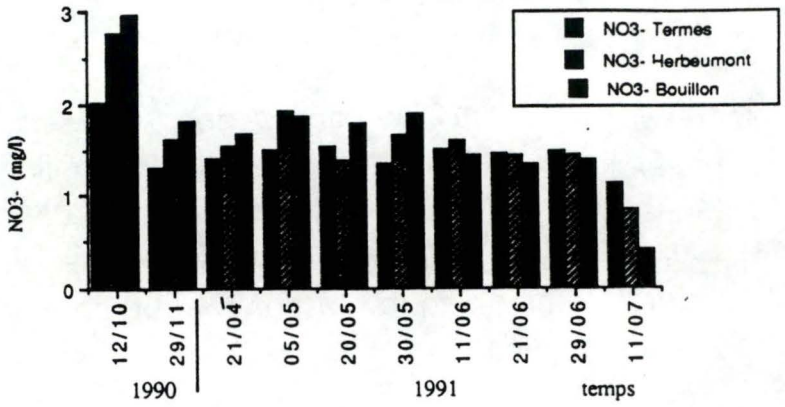


Figure 3.4. Evolution saisonnière des nitrates du 12/10/90 au 11/7/91 pour Herbeumont, Termes et Bouillon.

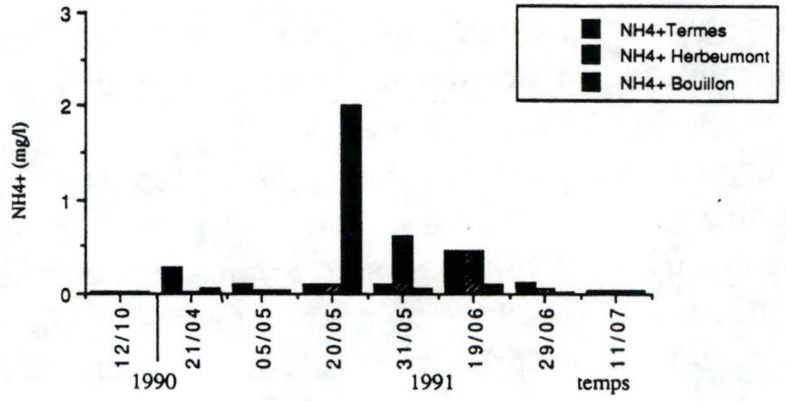


Figure 3.5a. Evolution saisonnière de l'ammonium du 12/10/90 au 11/7/91 pour Herbeumont, Termes et Bouillon.

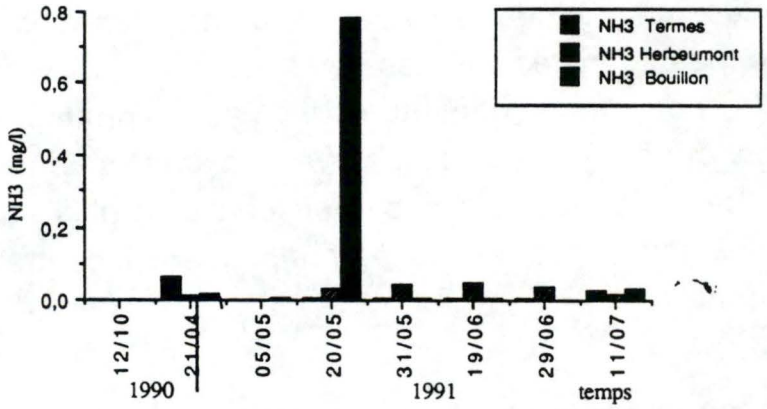


Figure 3.5b. Evolution saisonnière de l'ammoniaque du 12/10/90 au 11/7/91 pour Herbeumont, Termes et Bouillon.

pour les 3 stations. Cependant, pour la station d'Herbeumont, les concentrations passent de valeurs proches de 3 mg/l en octobre à des concentrations minimales proches de O,5 mg/l en juillet. Nous remarquons que la courbe peut être correlée à l'évolution de la production primaire.(Voir figure)
En effet,les nitrates sont des stimulants de la croissance des plantes vertes. Le développement des macrophytes amène une assimilation importante d'azote nécessaire à l'élaboration dfes matériaux de structure. Ils facilitent indirectement la photosynthèse qui se traduit par une augmentation du pH due au déplacement de l'équilibre carbonique des eaux vers la formation des carbonates (F.U.L.I978). Pour cette raison,on notera pendant la période de forte productivité une évolution basique (voir figure pH) .Ceci se remarque pour la période du I7 mai et du Ier au I3 juillet. Ces périodes coprrespondent relativement bien à des baisses de la teneur en nitrates(< ou proches de I mg/l). Nous n'oserions rien affirmer de tel en ce qui concerne les stations de Termes et de Bouillon; nos résultats peu satisfaisants ne nous le permettant pas
Les concentrations élevées du composé azoté au Ier octobre I99O peuvent être mises en relation avec le moindre prélèvement d'azote par les végétaux aquatiques,la biomasse étant réduite à cette époque.

3.1.3.3. Teneur en ammoniaque et ammonium.

Les figures ≤ ≤ a et b présentent une évolution saisonnière des teneurs en NH4+ et en NH3 consécutivement pour les 3 stations. Nous remarquons que les concentrations en NH4+ restent peu élevées (<Img/l) à chaque campagne de mesures sauf pour la période du I8 mai à Bouillon, qui constitue un résultat très peu probable. Cette forte teneur a pu être causée par une mauvaise conservation des échantillons ou à une erreur de mesure lors du dosage. En effet,un écart aussi important par rapport aux autres périodes à cette même station serait tout à fait incompréhensible. Nous constatons cependant que des teneurs en NH4+ proches ou supérieures à O,5mg sont relevées à Herbeumont du Ier au 20 juin. Ceci pourrait être mis en relation avec une biodégradation de la matière organique à cette époque. Nous remarquons, pour la période

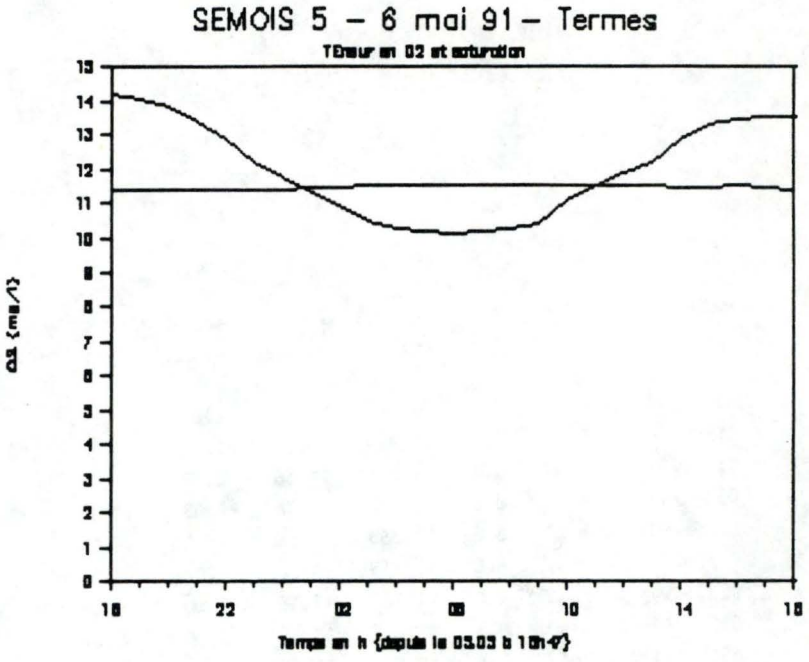
du OI/O6 des valeurs du taux de respiration plus importantes(fig).Ces valeurs de NH4 ne dépassent cependant pas les valeurs admises de I mg/l qui augmenteraient le risque d'une toxicité due à l'ammoniaque(CEE I980)Des températures élevées (2O° C) ainsi que des pH proches de 9 unités pH favorisent le développement de l'équilibre de NH4 = NH3.

Ainsi nous remarquons des teneurs en ammoniaque plus élevées à chaque station d'avril à juillet. A concentration égale en NH4+, l'effet du pH est prédominant à Bouillon. Le seuil de sécurité (0,025 mg/l), est souvent dépassé pour la station d'Herbeumont(I9 mai au I7 juillet) mais, reste dans des limites acceptables .Ceci peut être mis en relation avec des teneurs élevées en ammonium en juin. En mai,des valeurs élevées de pH en seraient la cause. Les effets des fortes températures sont aussi à remarquer à Bouillon et Termes (juillet). Malgré des concentrations en NH4 plus élevées au 2O juin à Termes,nous ne constatons pas d'élévation de teneur en NH3. Ceci peut être mis en relation avec des faibles valeurs de pH et de température. L'effet de concentration élevée en NH4 est à remarquer pour la période du 20 avril alors que les températures sont faibles(<IO°).

Termes

date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
05/05/91	18 h 47	8.8	14.196	11.36	-2.83		
05/05/91	19 h 47	8.8	14.039	11.36	-2.68	-0.16	1.12
05/05/91	20 h 47	8.8	13.804	11.36	-2.44	-0.23	0.97
05/05/91	21 h 47	8.8	13.412	11.36	-2.05	-0.39	0.70
05/06/91	22 h 47	8.8	12.863	11.36	-1.50	-0.55	
05/06/91	23 h 47	8.8	12.235	11.36	-0.87	-0.63	
05/06/91	00 h 47	8.8	11.765	11.36	-0.40	-0.47	
05/06/91	01 h 47	8.5	11.294	11.45	0.15	-0.47	
05/06/91	02 h 47	8.5	10.902	11.45	0.54	-0.39	
05/06/91	03 h 47	8.2	10.51	11.53	1.02	-0.39	
05/06/91	04 h 47	8.2	10.275	11.53	1.25	-0.23	
05/06/91	05 h 47	8.2	10.196	11.53	1.33	-0.08	
05/06/91	06 h 47	8.2	10.118	11.53	1.41	-0.08	
05/06/91	07 h 47	8.2	10.196	11.53	1.33	0.08	0.17
05/06/91	08 h 47	8.2	10.275	11.53	1.25	0.08	0.20
05/06/91	09 h 47	8.2	10.431	11.53	1.10	0.16	0.32
05/06/91	10 h 47	8.2	11.059	11.53	0.47	0.63	0.98
05/06/91	11 h 47	8.2	11.529	11.53	0.00	0.47	0.96
05/06/91	12 h 47	8.2	11.922	11.53	-0.39	0.39	1.00
05/06/91	13 h 47	8.2	12.235	11.53	-0.71	0.31	1.01
05/06/91	14 h 47	8.5	12.863	11.45	-1.42	0.63	1.53
05/06/91	15 h 47	8.5	13.333	11.45	-1.89	0.47	1.52
05/06/91	16 h 47	8.2	13.49	11.53	-1.96	0.16	1.22
05/06/91	17 h 47	8.5	13.569	11.45	-2.12	0.08	1.19
05/06/91	18 h 47	8.8	13.569	11.36	-2.21	0.00	1.14

R2 =	0.8897	
Kr =	0.29	/h
R =	-0.49	mg/l/h
PJ =	14.04	mg/l/j



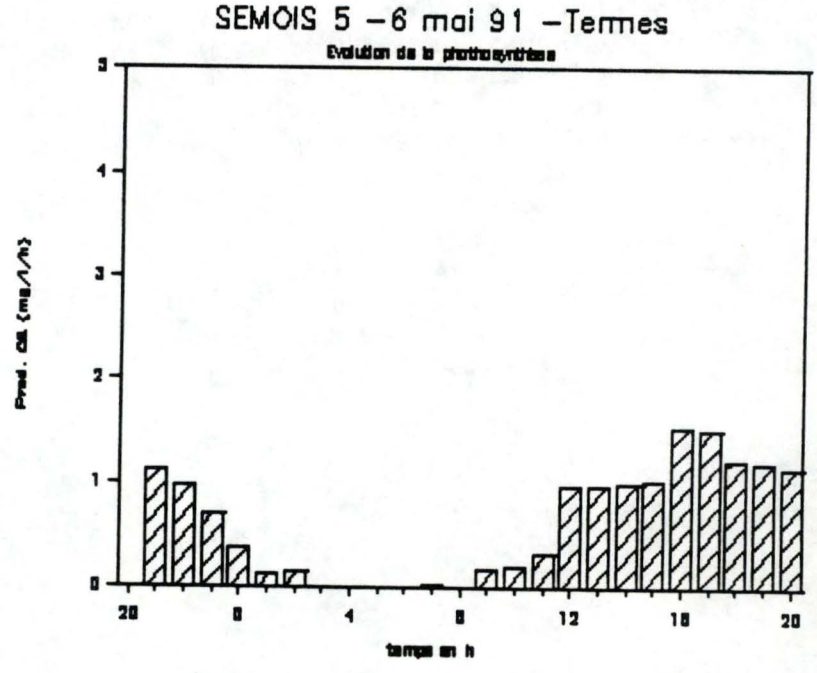


Figure 3.6. Evolution de la teneur en oxygène dissous au cours d'un cycle de 24 heures pour Termes du 5/5/91 au 6/5/91.

3.1.4. Conclusions.

Nous avons pu mettre en évidence au cours de ces analyses physico-chimiques, l'influence du facteur saison pour les concentrations en ortho-phosphates.
Nous n'avons pas, en ammoniaque et ammonium, observé des concentrations alarmantes ,si ce n'est quelques valeurs à peine supérieures au seuil.

3.2. Paramètres biologiques.

Nous devons tout d'abord préciser que les résultats présentés pour Termes et Bouillon doivent être pris avec grande précaution. Nos coéfficients de détermination (r2) par la méthode du cycle des 24 heures étant plus faibles,la fiabilité des données sera donc moins grande. De plus, nous remarquons des évolutions tout à fait anormales du cycle des 24 heures pour la station de Bouillon. Ainsi, nous avons préféré omettre l'interprétation des résultats pour cette station, évitant ainsi des conclusions faussées.
Le mauvais choix de la station de mesures expliquerait en partie cet état de choses. La méthode employée requiert des conditions optimales de stabilité d'air, conditions que nous n'avons pas trouvées à Bouillon.

3.2.1. TERMES.

3.2.1.1. Teneur en oxygène dissous.

Les figures 36 illustrent les changements sur un cycle de 24 heures des paramètres de productivité et de concentration en oxygène dissous.

Le profil du cycle de sursaturation le jour et de déficit la nuit ne s'observe à Termes que faiblement et seulement pour la période du 21 avril au 31 mai. Pour la période du 19 juin au 10 juillet,nous observons des valeurs de concentration variant très peu au cours d'un cycle de 24 heures et inférieures ou proches des valeurs de saturation.A cette période, les valeurs maximales de concentration en oxygène atteintes ne dépassent pas 10 mg/l. Les valeurs de

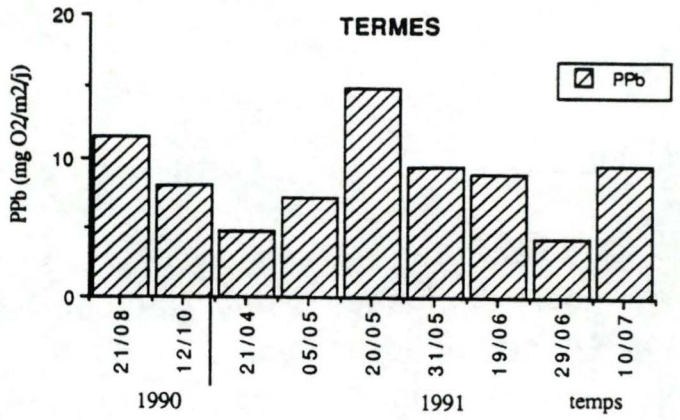


Figure 3.7. Evolution saisonnière de la production primaire brute du 21/8/90 au 10/7/91 pour Termes .

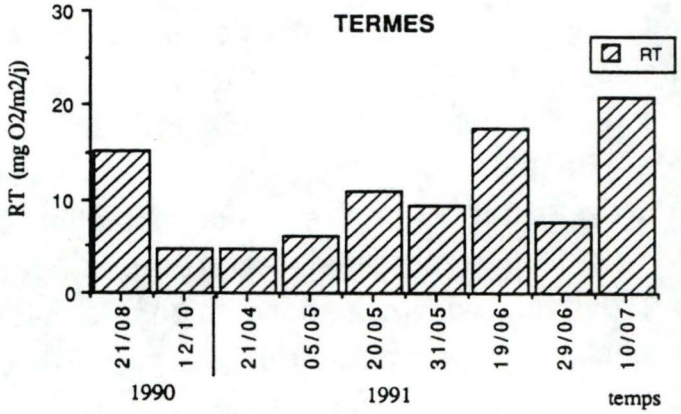


Figure 3.8. Evolution saisonnière du taux de respiration pour Termes du 21/8/90 au 10/7/91.

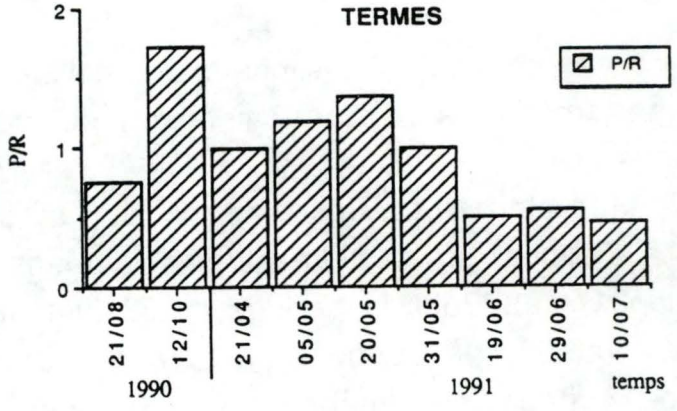


Figure 3.9. Evolution saisonnière du rapport P/R pour Termes du 21/8/90 au 10/7/91.

concentration minimales n'atteignent pas un stade critique durant le mois de juin . Mais,au mois de juillet, ces concentrations minimales en oxygène atteignent des valeurs proches de 5 mg/l.

Des mesures réalisées au mois d'août auraient pu nous renseigner si le seuil minimal de 5 mg/l aurait pu être atteint.Le manque de temps ne l'a pas permis.

Cependant,des mesures réalisées à Moyen, une localité proche de Termes,ont été réalisées en août 1990 et nous montrent que des concentrations très proches du seuil de 5 mg/l sont atteintes. Nous pouvons de plus observer une variation de concentration suivant un cycle de sursaturation - déficit en oxygène. Les valeurs de déficit sont très éloignées des valeurs de saturation et peuvent alors causer préjudice à la faune aquatique présente.

Remarque : Nous avons eu quelques problèmes avec notre logger d'enregistrement lors des campagnes du 19 juillet.L'appareil est alimenté par des piles dont nous ne pôuvions vérifier l'état qu'à chaque début de campagne.Nous n'avons pu obtenir que des résultats partiels :la charge des piles étaient insuffisantes.

3.2.1.2. La production primaire brute.

La figure 3.7 illustre l'évolution de la production primaire brute depuis le 21 août 90 au 10 septembre 91.

Fin août 1990, nous remarquons des valeurs de production brute proches de 10mg/l.A cette époque,la biomasse maximale a été atteinte .La croissance des renoncules est terminée .Commence alors la biodégradation de cette biomasse.

En octobre,nous remarquons que la productivité est importante . Or,à cette époque,la croissance des renoncules fluitans est nulle. Au contraire,il y a décroissance de celles-ci mais la production primaire brute reste cependant supérieure à la respiration ce qui laisse supposer un stade peu avancé de la biodégradation. Cette activité respiratoire est, à cette époque, réalisée en majeure partie par les bactéries qui biodégradent la matière organique constituée par la biomasse de renoncules de l'été précédent.

En avril,la productivité est proche du minimum.A cette époque,la biomasse de renoncules est à 50% de son maximum. De plus,les valeurs d'intensité lumineuse sont faibles à cette période.

Nous pouvons donc considérer l'intensité lumineuse et la biomasse comme facteurs influençant le taux de production primaire brute à cette date.

A partir de cette date, la production primaire brute augmente pour atteindre un maximum le 2O mai. Cette augmentation peut être mise en relation avec une augmentation de biomasse ainsi que des valeurs d'intensité lumineuse élevées. Les résultats concernant les périodes du 31 mai sont à prendre avec précaution ,le coefficient de détermination pour la régression linéaire n'étant pas élevé. Il semble tout de même qu'une diminution de la production primaire brute apparaisse alors que les valeurs d'intensité lumineuse restent élevées.Cette diminution peut être mise en rapport avec une trop forte biomasse présente qui empêche la pénétration maximale de la lumière et ralentit l'activité photosynthétique.Nous observons la même évolution pour le 12 juin .Nous avions déja remarqué cette diminution de production primaire brute pour la station d'Herbeumont à cette même époque. Ensuite,à partir du mois de juillet,la production ne cesse d'augmenter.En juin, nous observons des valeurs du taux de respiration très importantes.Les valeurs d'intensité lumineuse ne sont pas excessives. Apparait alors une forte diminution de la production brute à la période du 29 juin. Une élévation de la température renforce la diminution des concentrations en oxygène dans l'eau..Malgré de fortes intensités lumineuses au mois de juillet,nous obtenons des valeurs de production primaire inférieures au maximum. Ceci peut être mis en relation avec des températures élevées défavorables à la dissolution d'oxygène.

3.2.1.3. La respiration totale

La figure 3.8 illustre l'évolution saisonnière du taux de respiration.

Du I2 octobre 1990 au 6 mai 1991, la respiration suit la même évolution que la production primaire brute. L'oxygène produit par photosynthèse sert à alimenter la respiration. Cela suggère qu'une grande part de la respiration est due à la production primaire (Servais, 1984).

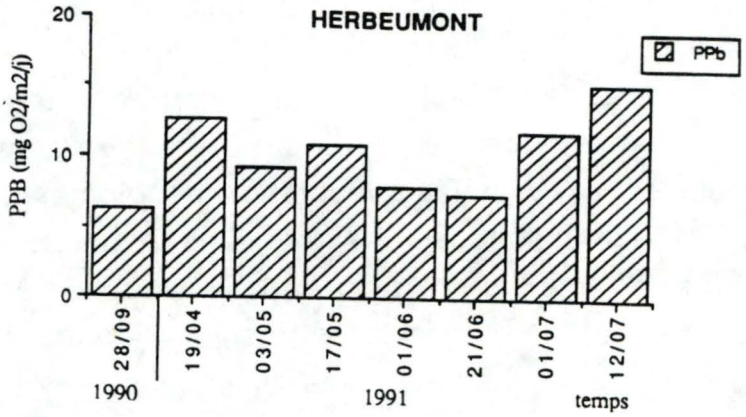


Figure 3.11. Evolution saisonnière de la production primaire brute du 28/9/90 au 12/7/91 pour Herbeumont.

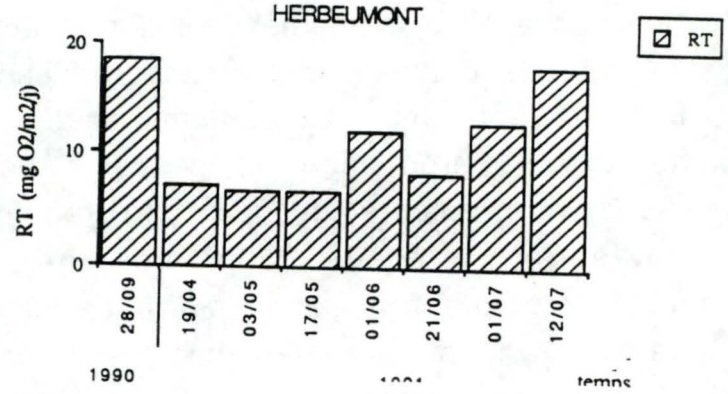


Figure 3.12. Evolution saisonnière du taux de respiration pour Herbeumont du 28/9/90 au 12/7/91.

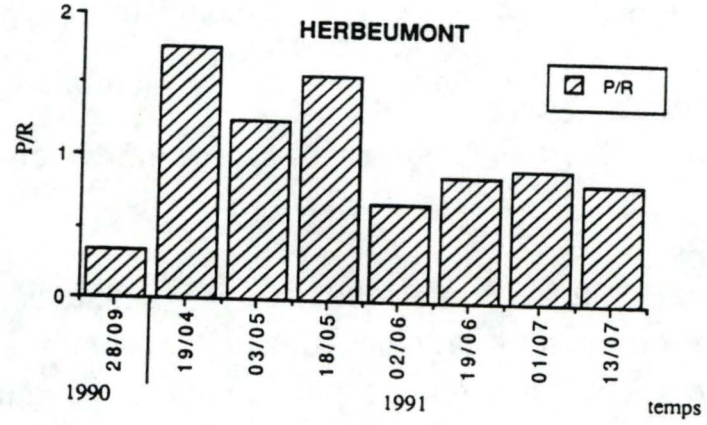
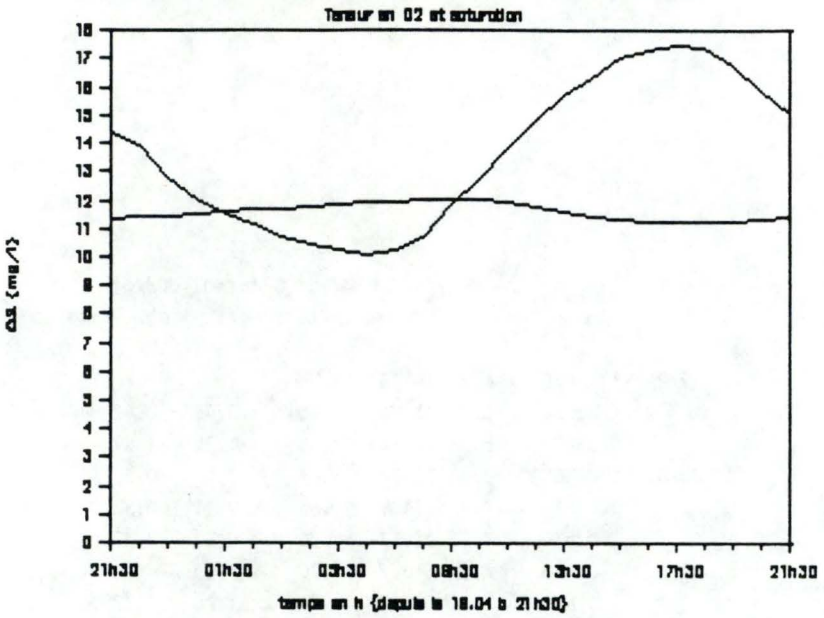
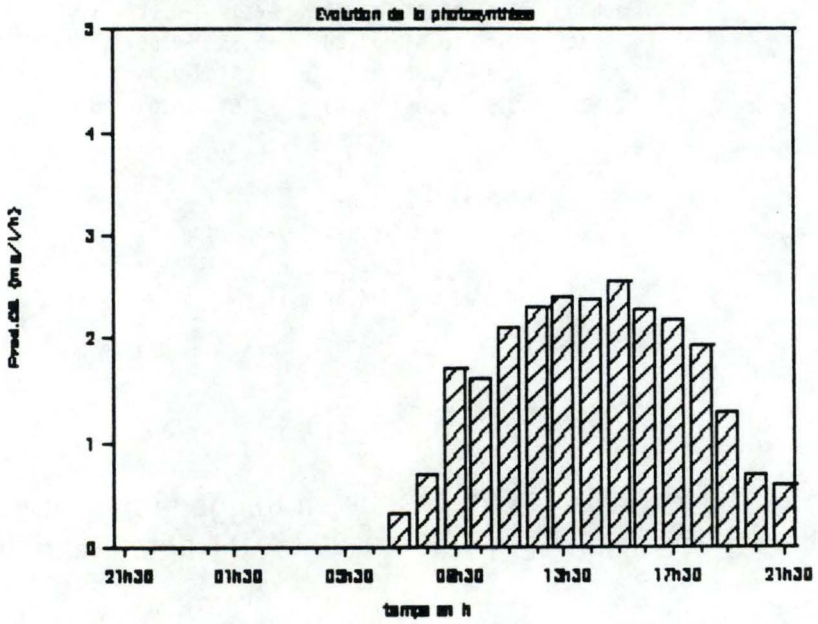


Figure 3.13. Evolution saisonnière du rapport P/R pour Herbeumont du 28/9/90 au 12/7/91.

SEMOIS 19 – 20 avril 91 – HERBEUMONT



SEMOIS 19 – 20 avril 91 – HERBEUMONT



HERBEUMONT

dates	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l	P mg/l/h
19/04/91	21h30	8.8	14.33	11.36	-2.97		
	22h30	8.5	13.91	11.45	-2.46	-0.42	
	23h30	8.5	12.74	11.45	-1.29	-1.17	
20/04/91	00h30	8.2	12.07	11.53	-0.54	-0.67	
	01h30	7.9	11.5	11.61	0.11	-0.57	
	02h30	7.6	11.13	11.70	0.57	-0.37	
	03h30	7.6	10.7	11.70	1.00	-0.43	
	04h30	7.4	10.48	11.76	1.28	-0.22	
	05h30	7.1	10.26	11.85	1.59	-0.22	
	06h30	6.8	10.11	11.93	1.82	-0.15	
	07h30	6.8	10.26	11.93	1.67	0.15	0.33
	08h30	6.5	10.7	12.03	1.33	0.44	0.71
	09h30	6.5	11.87	12.03	0.16	1.17	1.71
	10h30	6.5	12.74	12.03	-0.71	0.87	1.61
	11h30	6.8	13.83	11.93	-1.90	1.09	2.11
	12h30	7.4	14.85	11.76	-3.09	1.02	2.31
	13h30	7.9	15.72	11.61	-4.11	0.87	2.40
	14h30	8.5	16.37	11.45	-4.92	0.65	2.37
	15h30	8.8	17.02	11.36	-5.66	0.65	2.54
	16h30	9.4	17.31	11.20	-6.11	0.29	2.29
	17h30	9.4	17.46	11.20	-6.26	0.15	2.18
	18h30	9.4	17.39	11.20	-6.19	-0.07	1.95
	19h30	9.1	16.81	11.28	-5.53	-0.58	1.28
	20h30	8.8	15.87	11.36	-4.51	-0.94	0.68
	21h30	8.5	15.06	11.45	-3.61	-0.81	0.61

R2 = 0.872
R = -0.574 mg/l/h
Kr = 0.233 /h
PJ = 24.47 mg/l/j

Figure 3.10. Evolution de la teneur en oxygène dissous au cours d'un cycle de 24 heures du 19/4/91au 20/4/91 pour Herbeumont.

En octobre,on observe une respiration peu importante, alors qu'à cette époque les activités de biodégradation prédominent. Le taux de respiration suit ensuite la même évolution que la production primaire brute,du 29 juin ai 10 juillet ,mais avec une activité respiratoire plus importante en juillet.Celle-ci peut être favorisée par les fortes températures à cette période (> 20°).

3.2.1.4. Le rapport P/R.

La figure 3.9 illustre l'évolution saisonnière du rapport photosynthèse/ respiration.

Ce rapport passe d'une valeur inférieure à 1 à une valeur supérieure à 1 du 21 août au I2 octobre I990. Nous observons un fait anormal pour le mois d'octobre. A cette époque, se produit normalement une forte activité de biodégradation consommant une part importante de l'oxygène dissous, ce qui devrait résulter en une valeur du rapport P/R inférieure à 1. Or,dans notre situation, ce rapport est supérieur à 1. Les activités de consommation de l'oxygène dissous sont peu importantes et les apports en oxygène par photosynthèse compensent très bien ces besoins.

Pour la période du 21 avril au 31 mai I99I, nous observons des valeurs du rapport P/R proches de 1 ce qui laisse supposer que les apports en oxygène par l'activité photosynthétique compensent les besoins pour l'activité respiratoire .

Une évolution contraire s'observe du I2 juin au 1O juillet. En effet,le rapport P/R atteint des valeurs proches de O,5. Une activité respiratoire importante à cette époque en serait la cause . Cette forte activité respiratoire peut être mise en rapport avec une biomasse maximale atteinte ainsi que des températures élevées.

3.2.2. HERBEUMONT.

3.2.2.1. Teneur en oxygène dissous.

La figure 3.10 nous présente les changements observés sur un cycle de 24 h du paramètre de concentration en O2 dissous. Un

cycle typique y est représenté : une sursaturation en O2 dissous durant le jour et un déficit durant la nuit.

D'après les figures en annexe 1, nous pouvons remarquer que ce même profil de variation de concentration en O2 dissous se rencontre à chaque campagne de mesure. Ces résultats se présentent sous forme d'un cycle régulier où des concentrations maximales en O2 sont observées au milieu ou en fin de journée (de 15h00 à 17h30); et des concentrations minimales au milieu ou en fin de nuit (01h00 à 06h00); ceci dépendant de l'époque de la campagne de mesure.

Les variations de teneurs de ce paramètre sont régis par deux phénomènes différents et complémentaires, dont l'importance varie suivant l'abondance de la végétation :

- le jour, la photosynthèse des plantes vertes produit de l'oxygène dissous. Cete action, comme nous le constaterons par la suite, est fonction de l'ensoleillement et de la température de l'eau, qui accélère le métabolisme des plantes. En revanche, une augmentation de la température entraîne une baisse de la solubilité de l'O2 dissous dans l'eau;
- la nuit, la respiration des plantes consomne de l'oxygène et relâche du gaz carbonique.

Il apparaît qu'au cours des campagnes de mesure du 19 avril au 18 mai, l'O2 dissous atteint des concentrations minimales tout à fait satisfaisantes. Celles-ci ne descendent jamais en dessous de 8 mg O2/l. Nous observons cependant qu'au cours de la campagne du 19 avril, les variations jour/nuit de concentrations en O2 dissous sont importantes, passant d'un maximum de 17,46 mg O2/l en fin de journée à un minimum de 10,11 mg O2/l en fin de nuit. Ceci semblerait provenir d'une importante activité photosynthétique à cette époque, la végétation étant déjà abondante. En effet, la dynamique saisonnière typique des macrophytes dans les rivières wallonne se présente comme suit (Billen, 1977):

- la croissance est interrompue en hiver, de décembre à février inclus;

- elle débute en mars et, en conditions météorologiques favorables, s'accomplit sur 3 mois (de mars à mai-juin). 80 % de la biomasse maximale est présente à la fin mai;
- en juin, juillet, août, la biommasse maximale est atteinte, la croissance est nulle. de plus, le phénomène de self-shading se remarque;
-en septembre,novembre, se produit la décroissance de la biommasse.
Du 19 avril au 19 mai, les concentrations minimales restent proches des valeurs de saturation (± 11 mg O2/l).

Durant la période du 1er juin, nous constatons une diminution sensible des teneurs minimales en O2 dissous, jusqu'à des valeurs proches de 6 mg O2/l au cours de la nuit, bien que les températures aient peu variées par rapport à la période précédente.
Ceci semble indiquer une importante activité respiratoire en cette période. La situation change lors de la campagne de mesure du 21 au 22 juin.. Malgré une élévation importante des températures (14,86 °C de moyenne), les concentrations en O2 dissous s'élèvent par rapport à celles du premier juin. Arrive ensuite la période du 1er au 2 juillet. Les températures ont augmentées de plus de 2 °C par rapport au maximum du 21 juin. Les concentrations nocturnes en O2 atteignent des valeurs minimales proches de 6 mg O2/l, ce qui semble indiquer une importante activité respiratoire.
La période du 12 - 13 juillet semble constituer la période la plus critique de toutes nos campagnes de mesure. En effet, les concentrations minimales atteignent des valeurs de 5,18 mg en O2/l la nuit, proche du seuil critique acceptable pour le saumon (5 mg O2/l).
Une biomasse importante en macrophytes, une forte consommation d'oxygène par les activités respiratoires et la biodégradation expliquent ces faibles concentrations.

Rem: nous constatons que les valeurs minimales de concentrations en restent proches des valeurs de saturation pour les périodes du 19 avril au 19 mai . Ensuite, celles-ci s'en éloignent fortement, d'environ 3 mg O2/l, du 1er au 13 juillet. Ceci résulte du fait que :

-la végétation est la plus abondante à cette dernière période, les activités respiratoires et de photosynthèse sont très importantes;
-la température de l'eau est plus élevée, diminuant la solubilité de l'eau.

Il aurait été intéressant de poursuivre nos mesures les mois d'août et suivant , mais notre travail devant être terminé fin août , il nous fut impossible de continuer à réaliser nos mesures sur le terrain . Seules des campagnes ont été effectuées en octobre - janvier 90 -mars 91 en utilisant non pas un enregistrement continu des variations de concentrations en O2 dissous , l'appareil n'étant pas disponible . La méthode de Winkler fut employée , avec mesure des concentrations en O2 toutes les 2 heures du jour et de la nuit . Nos résultats ayant été peu concluants(difficulté d'employer cette méthode sur le terrain, la nuit) ,nous avons préféré insister sur ceux obtenus par les enregistrements en continu avec l'oxymètre , la fiabilité des mesures étant plus grande . Dans l'évolution saisonnière de la production primaire brute, nous reprendrons cependant les résultats obtenus lors de la campagne de mesure du mois de septembre 1990 afin de comparer différentes saisons .

3.2.2.2. La production primaire brute .

Rappel : les données de production primaire brute (PPB) ont été obtenues par calcul , en utilisant une méthode de régression linéaire sur des valeurs de la photosynthèse ne se réalisant qu'à cette période . Ce calcul donne les productions horaires en mg O2/l; la somme de celles-ci permet d'estimer la production journalière , finalement exprimée en g O2/m2/j en multipliant par la profondeur moyenne de la rivière la valeur de production par unité de volume.

D'après la figure3.11 nous remarquons que la production d'O2 débute réellement dès les premières heures du matin (plus ou moins 6-7 heure), l'heure étant fonction du lever de soleil . Elle passe alors par un maximum l'après-midi (plus ou moins 16 heures) et diminue en fin d'après-midi pour atteindre un minimum en début de soirée . La figure 3 nous présente l'évolution saisonnière

de la production primaire brute depuis le 28 octobre 1990 jusqu'au 13 juillet 1991 . Nous remarquons que celle-ci est faible à l'arrière-saison 1990 qu'au printemps et en été de l'année suivante. De plus , à cette époque de l'année, les intensités lumineuses furent peu élevées (357 JOULES/cm2) et la biodégradation de la biomasse végétale produite au cours du printemps et de l'été est en cours . En avril, la PPB est importante . Elle atteint des valeurs proches du maximum obtenu en juillet (24,47 mg O2/l/j). La biomasse à cette époque est alors à environ de 50 % du maximum de biomasse . De plus , les intensités lumineuses des jours précédents ont atteint des valeurs importantes , ce qui aurait permis une importante production .(>1100 J/cm2). Une diminution importante de la productivité se produit au début du mois de mai ; celle-ci étant sans doute liée aux mauvaises conditions météorologiques de cette époque (IL =355 J/cm2 fin avril). Au cours de la période du 17 mai, le PPB augmente . Celle-ci peut être mise en relation avec des intensités lumineuses favorables avant cette période (IL>1200 J/cm2) . Une légère hausse de t° est à remarquer .

Nous observons une situation différente aux 2 périodes qui suivent. Nous remarquons une élévation de température pour les périodes du 1 juin, ainsi qu'une chute dans la PPB ,malgré des intensités lumineuses importantes avant cette période. A cette époque ,de juin à août, la biomasse maximale est atteinte ; la croissance est nulle . Une importante densité de macrophytes (valeur de respiration élevée)peut empêcher une pénétration plus profonde de la lumière . Celle-ci ne peut alors atteindre les végétaux aquatiques du fond . Ceux-ci ne pouvant bénéficier que d'une part moindre de rayonnement solaire, toutes les potentialités de métabolisme photosynthétique des plantes ne peuvent être exploitées . Nous obtiendrions des valeurs de de production primaire brutes alors plus faibles (Westlake,1967).

Pour la période du 21juin,des faibles valeurs d'intensité lumineuse les jours précédents (inférieure à IOOO joules par mètre carré) pourraient aller à l'encontre d'une forte production primaire brute.

Une toute autre situation se présente au mois de juillet. Des températures atteignant 2O°, de très fortes intensités lumineuses (> 25OO joules/cm^2) pénétrantes, une importante biomasse (valeurs très élevées du taux de respiration, > 20 mg O2/l) permettent à la production primaire brute d'atteindre des valeurs très élevées. Le seul facteur défavorable est la valeur élevée de la température, avec comme conséquence un effet défavorable sur la dissolution de l'O2 dans l'eau.

3.2.2.3. La respiration totale.

La figure 3.12 illustre l'évolution saisonnière du taux de respiration totale, du 28 septembre 1990 au 13 juillet 1991.

Nous remarquons que cette activité est très importante et primordiale au mois de septembre. En effet,à cette époque,la croissance des renoncules est terminée et le processus de biodégradation des matières organiques de ces végétaux est entamée.

La même évolution se remarque du 19 avril au 17 mai. La croissance des macrophytes débute en mars et en conditions météorologiques favorables,s'accomplit en 3 mois(de mars à mai-juin). 3O% de biomasse maximale est présente à la fin mai. La respiration à cette époque est encore relativement faible. Ceci peut être mis en relation avec une biomasse non encore maximale et des températures basses(environ 1O°).

A ce stade,la biomasse des renoncules est à 8O% de son maximum.Une élévation du taux de respiration se produit au 1er juin. En effet,à cette époque,la biomasse maximale est atteinte .Nous observons alors une diminution du taux de respiration au 21 juin. Des mêmes valeurs de production sont observées à cette date ce qui laisse supposer que la production par photosynthèse sert à la respiration macrophytique. Du 21 juin au 13 juillet surtout, ce taux de respiration subit une forte augmentation. Ceci porrait être mis en relation avec une forte biomasse de végétaux macrophytiques.

De plus,à cette époque,les activités respiratoires sont fortement favorisées par une élévation de la température.

3.2.2.4. Rapport P/R.

La figure montre l'évolution saisonnière du rapport photosynthèse/respiration.

Ce rapport reste très faible en octobre,ce qui prouve que la respiration a,à cette époque,une grande influence sur la concentration en O2 dissous.En effet,les activités respiratoires d'une végétation sénescente ainsi que l;es activités de biodégradation importantes,les besoins en oxygène ne sont plus compensés par les apports de la photosynyhèse.

Il en est tout autrement des mois d'avril et mai.Ce rapport étant supérieur à l,l'apport par photosynthèse compense tout à fait les besoins en oxygène pour la respiration. A cette époque,la respiration est relativement faible,car 5O% de la biomasse est seulement présent.

Par contre, le ler juin connait un rapport P/R faiblement inférieur à l;l'activité respiratoire ayant été importante à cette époque.Les besoins en oxygène ne sont pas tout à fait compensés par des apports de l'activité photosynthétique,celle-ci n'ayant pas été importante .

Pour la période allant du 21 juin au l3 juillet, le rapport P/R reste plus ou moins stable mais inférieur à l.La respiration étant très élevée à cette époque, ainsi que la productivité primaire brute,les besoins en oxygène pour la respiration restent compensés par les apports en oxygène de la photosqynthèse.

3.2.3. CONCLUSIONS.

Nous avons pu remarquer pour la station d'Herbeumont que le rapport P/R est supérieur à 1 du 19/04 au 18/05 1991, ce qui signifie que les apports par photosynthèse sont très importants, dus à une abondance de la végétation aquatique.

Ce rapport reste inférieur à 1 pour les autres périodes, ce qui signifie que les besoins en oxygène pour les activités de respiration sont juste compensés par les apports de la photosynthèse.
En ce qui concerne la station de Termes, aucune conclusion hâtive ne peut être tirée, nos résultats n'étant pas très satisfaisants.

4. CONCLUSIONS GENERALES- PERSPECTIVES D'AVENIR

La partie théorique de ce travail nous a appris les conséquences qu'une eutrophisation des cours d'eau peut avoir sur le milieu aquatique . Nous relevons d'une part des effets dommageables de celle-ci sur les paramètres physico-chimiques (élévation du pH par fortes activités photosynthétiques) et d'autre part des effets sur la faune aquatique (mortalités de poissons par atteinte des seuils de toxicité en ammoniaque).

Nos analyses physico-chimiques n'ont révélé aucun seuil alarmant de concentration en ammoniaque, si ce n'est que des valeurs faiblement supérieures au seuil de sécurité, de 0.025mg/l.

Nos analyses biologiques des concentrations en oxygène dissous n'ont pas permis de mettre en évidence des teneurs en oxygène dissous inférieures à la norme acceptable pour le saumon . Mais , nos analyses ayant pris fin au mois de juillet, nous n'avons pu constater l'évolution de la biomasse macrophytique et des concentrations au cours des mois qui suivirent . De plus , nos résultats peu satisfaisants par la méthode de Winkler au cours de ces périodes ne nous ont pas permis d'interprétations valables.

Il aurait justement été intéressant de poursuivre nos mesures à cette période, car celle -ci semblerait constituer une époque critique en ce qui concerne les variations du paramètre de concentration en oxygène dissous. En effet, à ce moment de l'année, les activités de biodégradation sont très importantes. La consommation en oxygène par rapport aux apports par la

photosynthèse est élevée. Nous aurions peut-être pu alors remarquer des concentrations en oxygène dissous inférieures au seuil acceptables par le saumon (Felten, 1977).

Il est cependant important de souligner que les conditions météorologiques peuvent varier très fortement d'une année à l'autre et qu' une période de forte sécheresse imprévisible pourrait avoir une répercussion dommageable sur les débits d'eau atteints et de ce fait sur les concentrations en éléments toxiques.

Nous ne pouvons donc pas nous prononcer quant à la possibilité de réintroduction du saumon pour les années à venir. Nos résultats nous amènent cependant à ne pas rejeter cette éventualité. Mais personne ne sait prévoir les conditions météorologiques futures. La sécheresse de l'été 1976, avec les conséquences de mortalité dans la faune piscicole devrait nous mettre en garde.

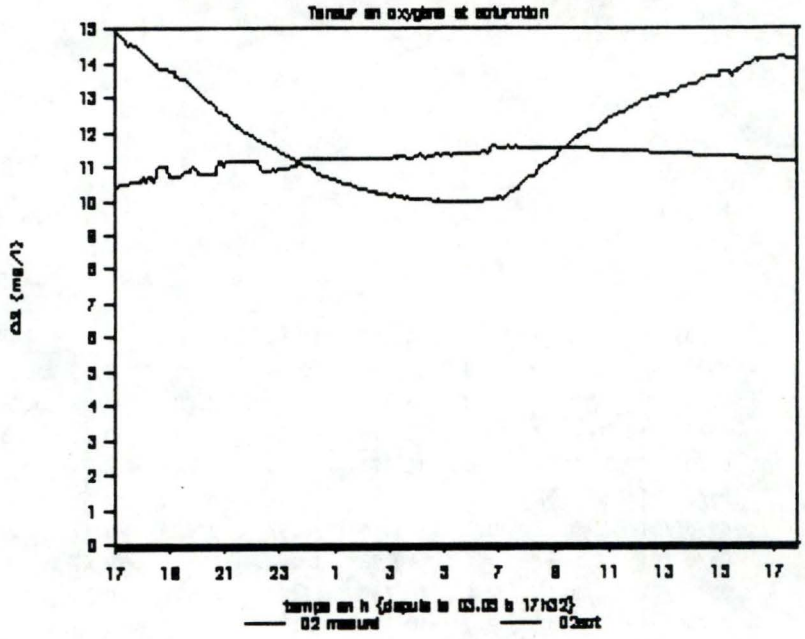
Annexe 1. Evolution des concentrations en oxygène dissous, de la production primaire brute et résultats des cycles de 24 heures pour Herbeumont du 3/5/91 au 13/7/91.

Herbeumont

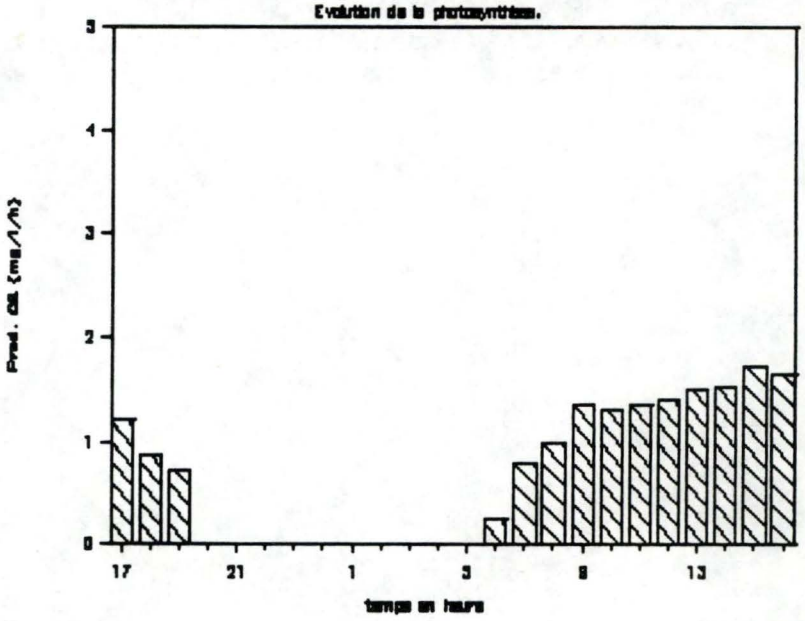
date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
05/03/91	17 h 32	12.5	14.902	10.44	-4.46		
05/03/91	18 h 32	11.8	14.353	10.60	-3.75	-0.55	1.21
05/03/91	19 h 32	11.2	13.725	10.75	-2.98	-0.63	0.88
05/03/91	20 h 32	10.6	13.176	10.89	-2.28	-0.55	0.73
05/03/91	21 h 32	10	12.471	11.05	-1.42	-0.71	
05/03/91	22 h 32	9.7	11.922	11.12	-0.80	-0.55	
05/03/91	23 h 32	10.3	11.451	10.97	-0.48	-0.47	
05/04/91	0 h 32	9.4	10.98	11.20	0.22	-0.47	
05/04/91	1 h 32	9.4	10.667	11.20	0.54	-0.31	
05/04/91	2 h 32	9.4	10.353	11.20	0.85	-0.31	
05/04/91	3 h 32	9.4	10.118	11.20	1.08	-0.23	
05/04/91	4 h 32	9.1	10.039	11.28	1.24	-0.08	
05/04/91	5 h 32	8.8	9.961	11.36	1.40	-0.08	
05/04/91	6 h 32	8.8	9.961	11.36	1.40	0.00	
05/04/91	7 h 32	8.2	10.118	11.53	1.41	0.16	0.24
05/04/91	8 h 32	8.2	10.667	11.53	0.86	0.55	0.81
05/04/91	9 h 32	8.2	11.216	11.53	0.31	0.55	0.98
05/04/91	10 h 32	8.2	11.922	11.53	-0.39	0.71	1.37
05/04/91	11 h 32	8.5	12.392	11.45	-0.95	0.47	1.31
05/04/91	12 h 32	8.5	12.784	11.45	-1.34	0.39	1.36
05/04/91	13 h 32	8.8	13.098	11.36	-1.73	0.31	1.41
05/04/91	14 h 32	8.8	13.412	11.36	-2.05	0.31	1.52
05/04/91	15 h 32	9.1	13.647	11.28	-2.36	0.23	1.54
05/04/91	16 h 32	9.4	13.961	11.20	-2.76	0.31	1.75
05/04/91	17 h 32	9.7	14.118	11.12	-2.99	0.16	1.67

R2 = 0.9067
Kr = 0.32 /h
R = -0.54 mg/l/h
PJ = 16.77 mg/l/j

SEMOIS 3 – 4 mai 91 HERBEUMONT



SEMOIS 3 – 4 mai 91 HERBEUMONT

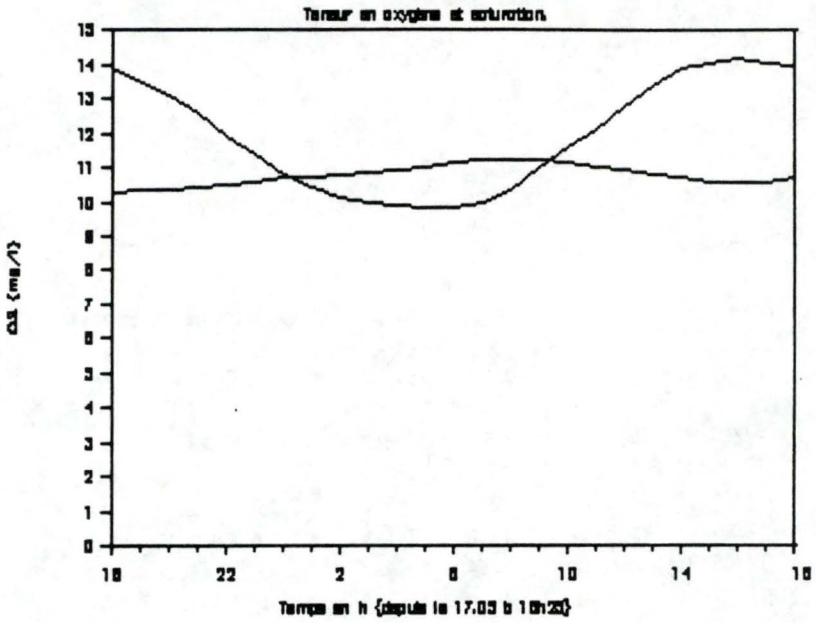


Herbeumont

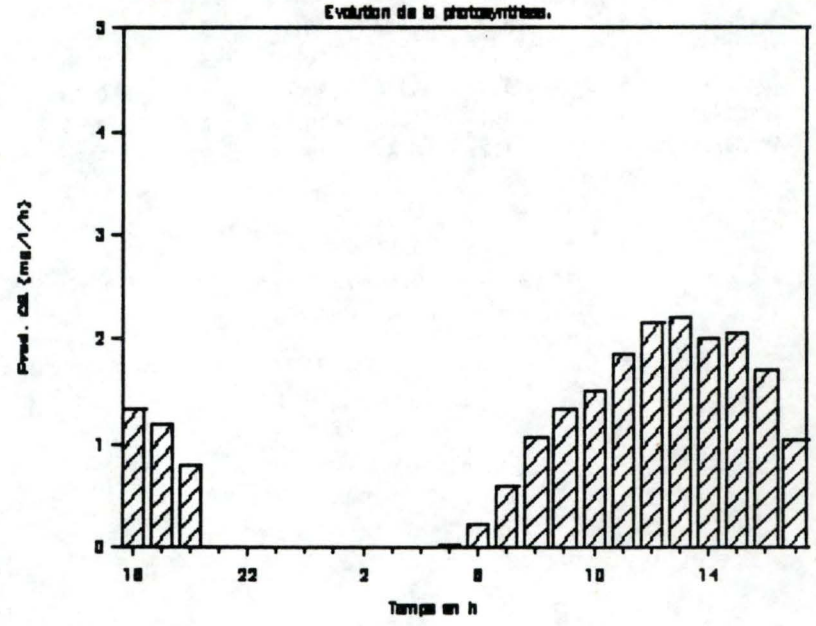
date	h	t	O2	O2sat	O2sat-O2	dO2/dt	P
		°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l/h	mgO2/l/h
17/05/91	18 h 25	13.2	13.882	10.28	-3.60		
17/05/91	19 h 25	12.9	13.49	10.35	-3.14	-0.39	1.34
17/05/91	20 h 25	12.9	13.098	10.35	-2.75	-0.39	1.19
17/05/91	21 h 25	12.6	12.549	10.42	-2.13	-0.55	0.80
17/05/91	22 h 25	12.4	11.922	10.46	-1.46	-0.63	
17/05/91	23 h 25	11.8	11.373	10.60	-0.77	-0.55	
18/05/91	0 h 25	11.5	10.824	10.67	-0.15	-0.55	
18/05/91	1 h 25	11.2	10.431	10.75	0.32	-0.39	
18/05/91	2 h 25	10.9	10.118	10.82	0.70	-0.31	
18/05/91	3 h 25	10.6	9.961	10.89	0.93	-0.16	
18/05/91	4 h 25	10.3	9.882	10.97	1.09	-0.08	
18/05/91	5 h 25	10	9.804	11.05	1.24	-0.08	
18/05/91	6 h 25	9.7	9.804	11.12	1.32	0.00	0.03
18/05/91	7 h 25	9.4	9.961	11.20	1.24	0.16	0.21
18/05/91	8 h 25	9.4	10.353	11.20	0.85	0.39	0.60
18/05/91	9 h 25	9.4	10.98	11.20	0.22	0.63	1.07
18/05/91	10 h 25	9.7	11.608	11.12	-0.48	0.63	1.34
18/05/91	11 h 25	10	12.157	11.05	-1.11	0.55	1.50
18/05/91	12 h 25	10.3	12.784	10.97	-1.81	0.63	1.85
18/05/91	13 h 25	10.9	13.412	10.82	-2.59	0.63	2.15
18/05/91	14 h 25	11.2	13.882	10.75	-3.14	0.47	2.20
18/05/91	15 h 25	11.8	14.039	10.60	-3.44	0.16	2.00
18/05/91	16 h 25	11.8	14.196	10.60	-3.59	0.16	2.06
18/05/91	17 h 25	12.1	14.039	10.53	-3.51	-0.16	1.71
18/05/91	18 h 25	11.2	8.34	10.75	2.41	-5.70	1.04

R2 = 0.9395
R = -0.53 mg/l/h
Kr = 0.38 /h
PJ = 21.08 mg/l/j

SEMOIS 17 – 18 mai 91 – HERBEUMONT



SEMOIS 17 – 18 mai 91 – HERBEUMONT

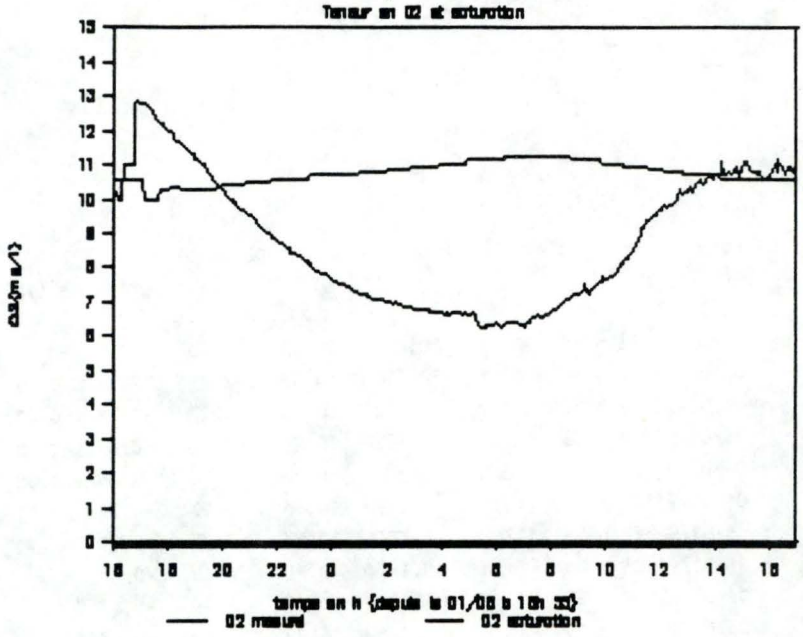


HERBEUMONT

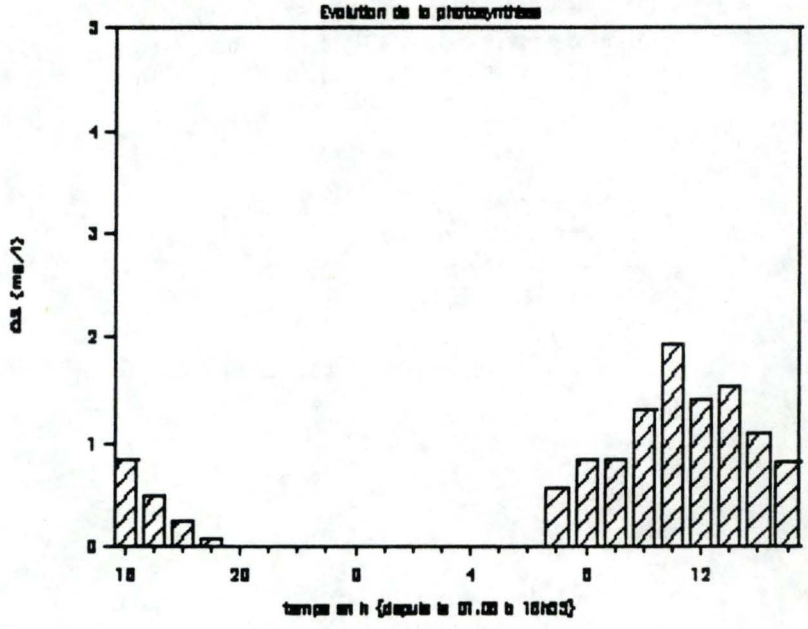
date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
06/01/91	16 h 55	12.1	10.275	10.53	0.26		
06/01/91	17 h 55	12.1	12.784	10.53	-2.25	2.51	0.85
06/01/91	18 h 55	13.2	12	10.28	-1.72	-0.78	0.48
06/01/91	19 h 55	13.2	11.137	10.28	-0.86	-0.86	0.25
06/01/91	20 h 55	12.6	10.275	10.42	0.14	-0.86	0.08
06/01/91	21 h 55	12.4	9.49	10.46	0.97	-0.79	0.01
06/01/91	22 h 55	12.1	8.784	10.53	1.75	-0.71	
06/01/91	23 h 55	11.8	8.157	10.60	2.45	-0.63	
06/02/91	0 h 55	11.5	7.686	10.67	2.99	-0.47	
06/02/91	1 h 55	10.9	7.216	10.82	3.60	-0.47	
06/02/91	2 h 55	10.6	6.98	10.89	3.91	-0.24	
06/02/91	3 h 55	10.3	6.745	10.97	4.22	-0.24	
06/02/91	4 h 55	10.1	6.667	11.02	4.35	-0.08	
06/02/91	5 h 55	9.7	6.588	11.12	4.54	-0.08	
06/02/91	6 h 55	9.7	6.431	11.12	4.69	-0.16	
06/02/91	7 h 55	9.4	6.275	11.20	4.93	-0.16	
06/02/91	8 h 55	9.4	6.667	11.20	4.54	0.39	0.57
06/02/91	9 h 55	9.7	7.216	11.12	3.91	0.55	0.83
06/02/91	10 h 55	10.1	7.686	11.02	3.33	0.47	0.85
06/02/91	11 h 55	10.3	8.471	10.97	2.50	0.79	1.32
06/02/91	12 h 55	10.6	9.647	10.89	1.25	1.18	1.93
06/02/91	13 h 55	11.2	10.196	10.75	0.55	0.55	1.42
06/02/91	14 h 55	11.5	10.745	10.67	-0.07	0.55	1.53
06/02/91	15 h 55	11.8	10.824	10.60	-0.22	0.08	1.09
06/02/91	16 h 55	11.8	10.667	10.60	-0.06	-0.16	0.82

R2= 0,9276
Kr= 0.18 /h
R = -0.97 mg/l/h
PJ= 12.03 mg/l/j

SEMOIS 1 – 2 juin 91 HERBEUMONT



SEMOIS 1 – 2 juin 91 – HERBEUMONT

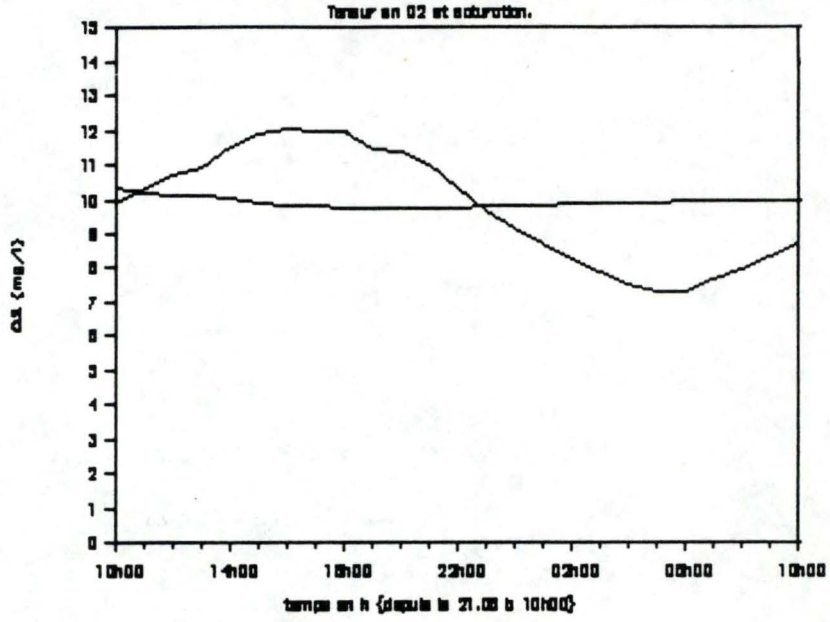


HERBEUMONT

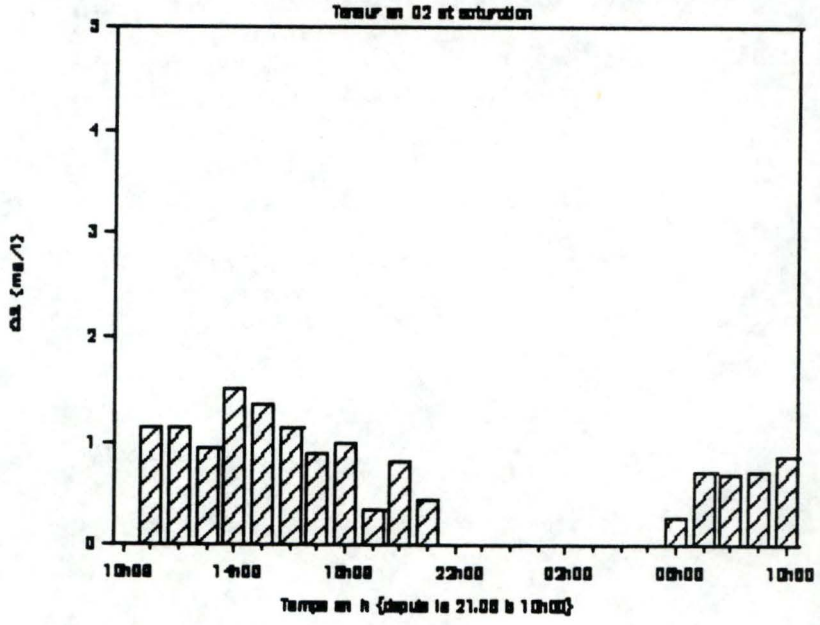
date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
21/06/91	10h00	12.9	9.882	10.35	0.47		
	11h00	13.5	10.353	10.22	-0.14	0.47	1.15
	12h00	13.8	10.745	10.15	-0.60	0.39	1.14
	13h00	14.1	10.902	10.08	-0.82	0.16	0.94
	14h00	14.4	11.529	10.02	-1.51	0.63	1.51
	15h00	15	11.922	9.90	-2.03	0.39	1.35
	16h00	15.3	12.078	9.83	-2.24	0.16	1.15
	17h00	15.3	12	9.83	-2.17	-0.08	0.90
	18h00	15.6	12	9.77	-2.23	0.00	0.99
	19h00	15.6	11.451	9.77	-1.68	-0.55	0.36
	20h00	15.6	11.373	9.77	-1.60	-0.08	0.82
	21h00	15.6	10.98	9.77	-1.21	-0.39	0.45
	22h00	15.6	10.353	9.77	-0.58	-0.63	
	23h00	15.3	9.647	9.83	0.19	-0.71	
22/06/91	00h00	15.3	9.176	9.83	0.66	-0.47	
	01h00	15.3	8.706	9.83	1.13	-0.47	
	02h00	15	8.235	9.90	1.66	-0.47	
	03h00	15	7.922	9.90	1.97	-0.31	
	04h00	15	7.529	9.90	2.37	-0.39	
	05h00	15	7.294	9.90	2.60	-0.24	
	06h00	14.7	7.294	9.96	2.66	0.00	0.27
	07h00	14.7	7.686	9.96	2.27	0.39	0.72
	08h00	14.7	8	9.96	1.96	0.31	0.68
	09h00	14.7	8.314	9.96	1.64	0.31	0.73
	10h00	14.7	8.706	9.96	1.25	0.39	0.87

R2 = 0.782
Kr = 0.148 /h
R = -0.66 mg/l/h
PJ = 14.02 mg/l/J

SEMOIS 21 – 22 juin 91 – HERBEUMONT



SEMOIS 21 – 22 juin 91 – HERBEUMONT

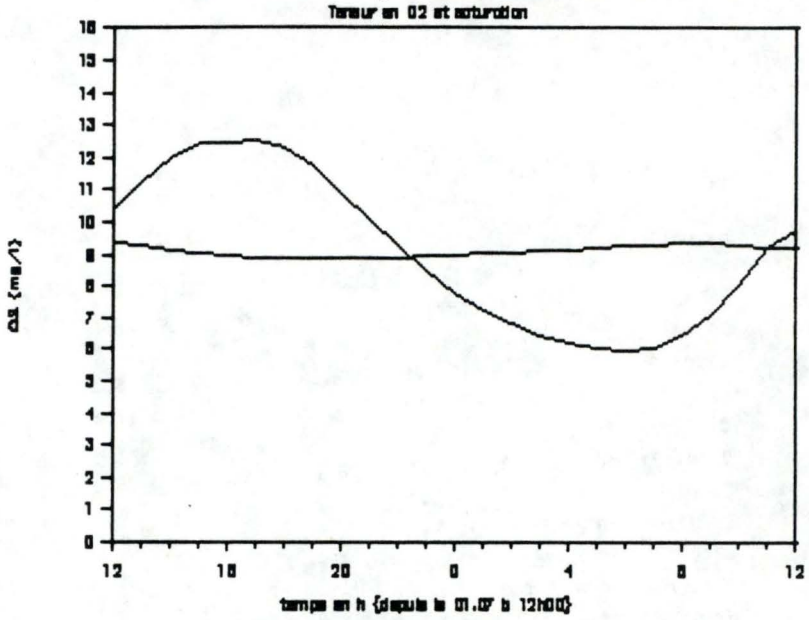


Semois Herbeumont

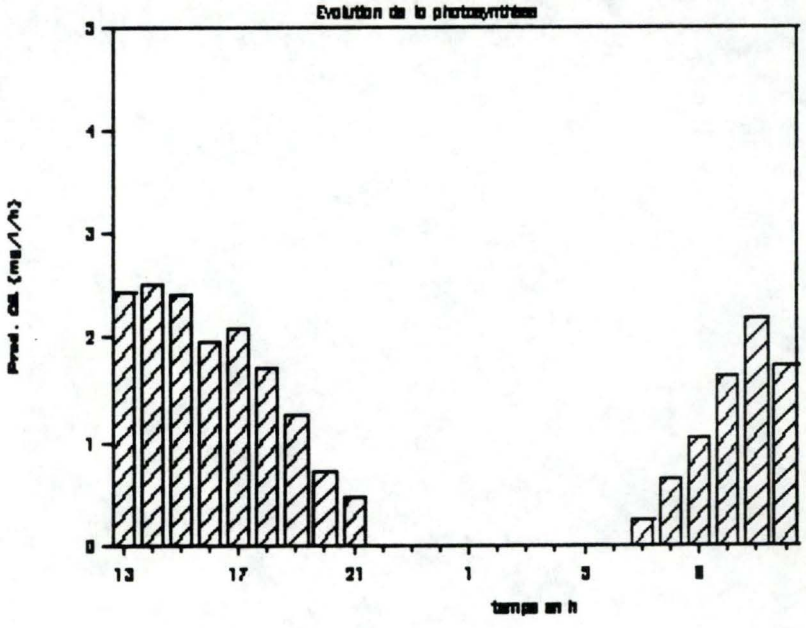
		T	O2	O2sat.	O2sat.-O2	dO2/dt	P
		°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l/h	mg/l/h
"07/01/91	12 h	17.6	10.431	9.39	-1.04		
"07/01/91	13 h	18.2	11.294	9.28	-2.02	0.863	2.43
"07/01/91	14 h	19.1	12	9.12	-2.88	0.706	2.50
"07/01/91	15 h	19.4	12.471	9.06	-3.41	0.471	2.41
"07/01/91	16 h	20	12.471	8.96	-3.51	0	1.97
"07/01/91	17 h	20.3	12.549	8.91	-3.64	0.078	2.08
"07/01/91	18 h	20.6	12.314	8.86	-3.45	-0.235	1.72
"07/01/91	19 h	20.6	11.765	8.86	-2.90	-0.549	1.26
"07/01/91	20 h	20.6	10.902	8.86	-2.04	-0.863	0.71
"07/01/91	21 h	20.3	10.039	8.91	-1.13	-0.863	0.47
"07/01/91	22 h	20.3	9.255	8.91	-0.34	-0.784	
"07/01/91	23 h	20	8.471	8.96	0.49	-0.784	
"07/02/91	0 h	20	7.765	8.96	1.20	-0.706	
"07/02/91	1 h	19.7	7.216	9.01	1.80	-0.549	
"07/02/91	2 h	19.4	6.824	9.06	2.24	-0.392	
"07/02/91	3 h	19.1	6.431	9.12	2.69	-0.393	
"07/02/91	4 h	19.1	6.196	9.12	2.92	-0.235	
"07/02/91	5 h	18.8	6.039	9.17	3.13	-0.157	
"07/02/91	6 h	18.2	5.961	9.28	3.32	-0.078	
"07/02/91	7 h	18.2	6.039	9.28	3.24	0.078	0.24
"07/02/91	8 h	17.9	6.431	9.33	2.90	0.392	0.64
"07/02/91	9 h	17.9	7.059	9.33	2.27	0.628	1.05
"07/02/91	10 h	18.2	8	9.28	1.28	0.941	1.63
"07/02/91	11 h	18.5	9.176	9.22	0.05	1.176	2.19
"07/02/91	12 h	18.8	9.725	9.17	-0.56	0.549	1.73

R = -1.03 mg/l/h
Kr = 0.27 /h
R2 = 0.953
PJ = 23.01 mg/l/j

SEMOIS 01 – 02 juillet 91– HERBEUMONT



SEMOIS 1 – 2 juillet 91 HERBEUMONT

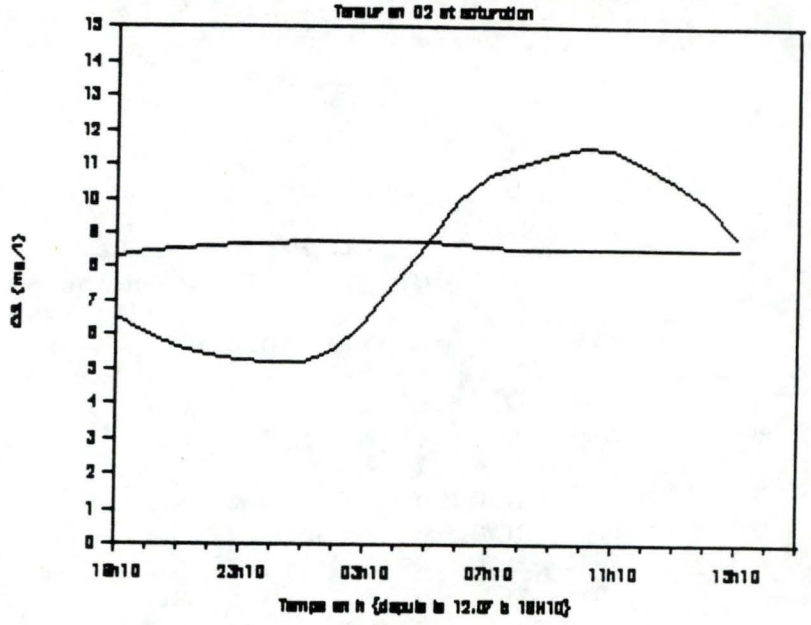


HERBEUMONT

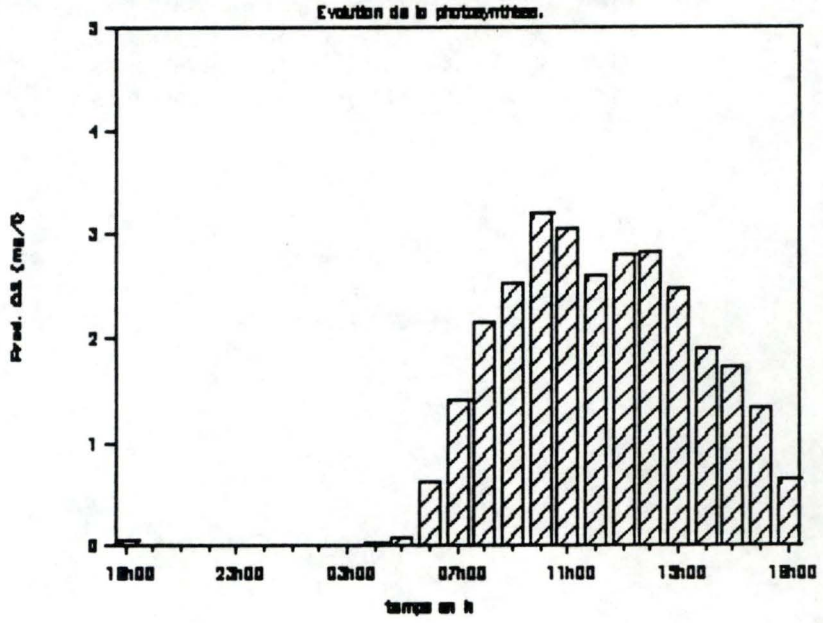
date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
12/07/91	19h00	23.8	6.51	8.36	1.85		
	20h00	23.2	6.039	8.45	2.41	-0.47	0.06
	21h00	22.6	5.647	8.54	2.90	-0.39	
	22h00	22.1	5.412	8.62	3.21	-0.24	
	23h00	21.8	5.402	8.67	3.27	-0.01	
13/07/91	00h00	21.8	5.387	8.67	3.28	-0.02	
	01h00	21.8	5.345	8.67	3.32	-0.04	
	02h00	21.6	5.329	8.70	3.37	-0.02	
	03h00	21.6	5.275	8.70	3.42	-0.05	
	04h00	21.5	5.207	8.72	3.51	-0.07	
	05h00	21.5	5.176	8.72	3.54	-0.03	0.03
	06h00	21.2	5.176	8.76	3.59	0.00	0.09
	07h00	20.9	5.569	8.81	3.24	0.39	0.61
	08h00	20.9	6.431	8.81	2.38	0.86	1.41
	09h00	20.9	7.608	8.81	1.20	1.18	2.17
	10h00	21.2	8.706	8.76	0.06	1.10	2.53
	11h00	21.8	9.961	8.67	-1.29	1.26	3.20
	12h00	22.1	10.745	8.62	-2.12	0.78	3.04
	13h00	22.4	10.98	8.57	-2.41	0.24	2.60
	14h00	22.4	11.294	8.57	-2.72	0.31	2.80
	15h00	22.6	11.529	8.54	-2.99	0.23	2.82
	16h00	22.6	11.451	8.54	-2.91	-0.08	2.48
	17h00	22.6	10.98	8.54	-2.44	-0.47	1.90
	18h00	22.6	10.51	8.54	-1.97	-0.47	1.73
	19h00	22.6	9.882	8.54	-1.34	-0.63	1.33
	20h00	22.6	8.922	8.54	-0.38	-0.96	0.63

R2 = 0.93
R = -1.45 mg/l/h
Kr = 0.38 /h
PJ = 29.41 mg/l/j

SEMOIS 12 – 13 juillet 91– HERBEUMONT



SEMOIS 12 – 13 juillet 91 – HERBEUMONT



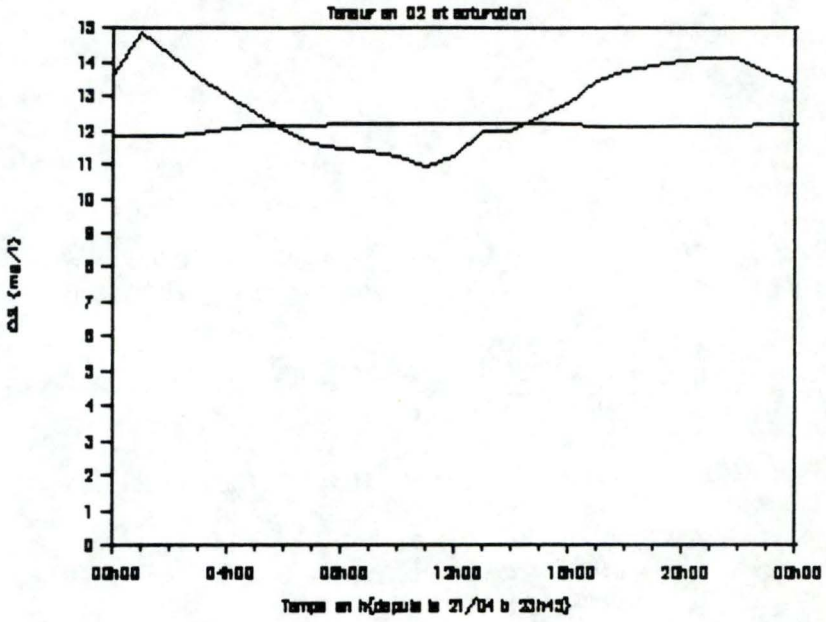
Annexe 2. Evolution des concentrations en oxygène dissous, de la production primaire brute et résultats des cycles de 24 heures pour Termes pour le 21/4/91 et du 19/5/91 au 11/7/91.

TERMES

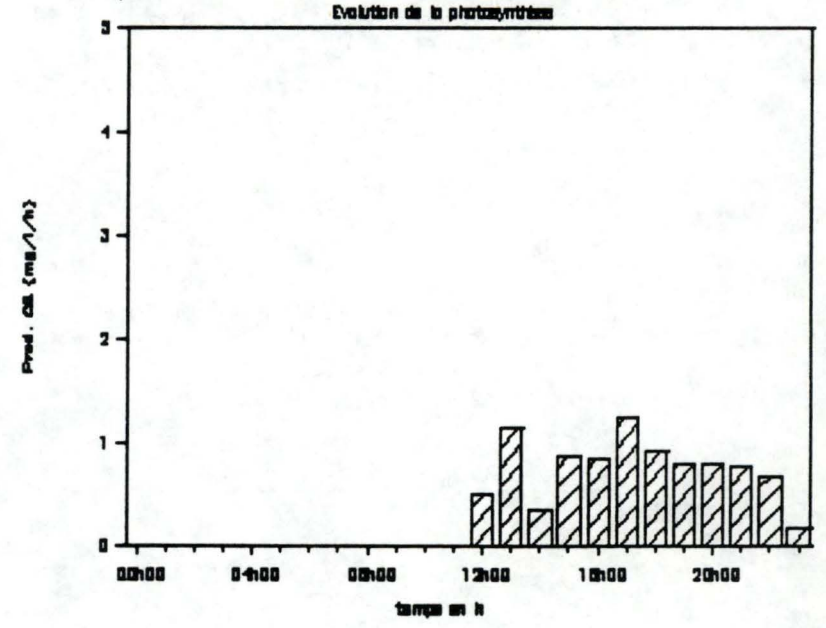
dates	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l	P mg/l/h
21/04/91	00h00	7.1	13.62	11.85	-1.77		
	01h00	7.1	14.86	11.85	-3.01		
	02h00	7.1	14.19	11.85	-2.34	-0.67	
	03h00	6.8	13.54	11.93	-1.61	-0.65	
	04h00	6.5	13.02	12.03	-0.99	-0.52	
	05h00	6.2	12.52	12.12	-0.40	-0.5	
	06h00	6.2	12	12.12	0.12	-0.52	
	07h00	6.2	11.58	12.12	0.54	-0.42	
	08h00	5.9	11.43	12.21	0.78	-0.15	
	09h00	5.9	11.36	12.21	0.85	-0.07	
	10h00	5.9	11.21	12.21	1.00	-0.15	
	11h00	5.9	10.93	12.21	1.28	-0.28	
	12h00	5.9	11.21	12.21	1.00	0.28	0.5
	13h00	5.9	12	12.21	0.21	0.79	1.14
	14h00	5.9	12	12.21	0.21	0	0.35
	15h00	5.9	12.45	12.21	-0.24	0.45	0.86
	16h00	5.9	12.82	12.21	-0.61	0.37	0.84
	17h00	6.2	13.47	12.12	-1.35	0.65	1.23
	18h00	6.2	13.77	12.12	-1.65	0.3	0.93
	19h00	6.2	13.92	12.12	-1.80	0.15	0.8
	20h00	6.2	14.04	12.12	-1.92	0.12	0.79
	21h00	6.2	14.11	12.12	-1.99	0.07	0.76
	22h00	6.2	14.11	12.12	-1.99	0	0.68
	23h00	5.9	13.69	12.21	-1.48	-0.42	0.18
	00h00	5.9	13.39	12.21	-1.18	-0.3	

R = -0.38 mg/l/h
Kr = 0.15 /h
PJ = 9.06 mg/l/j
R2 = 0.8954

SEMOIS 21 – 22 avril 91 – TERMES



SEMOIS 21 – 22 avril 91 – TERMES

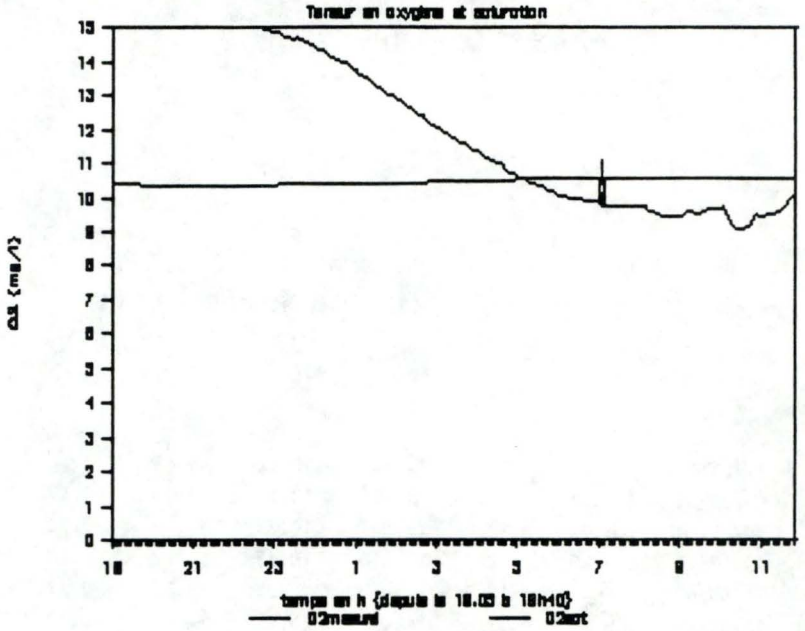


Termes

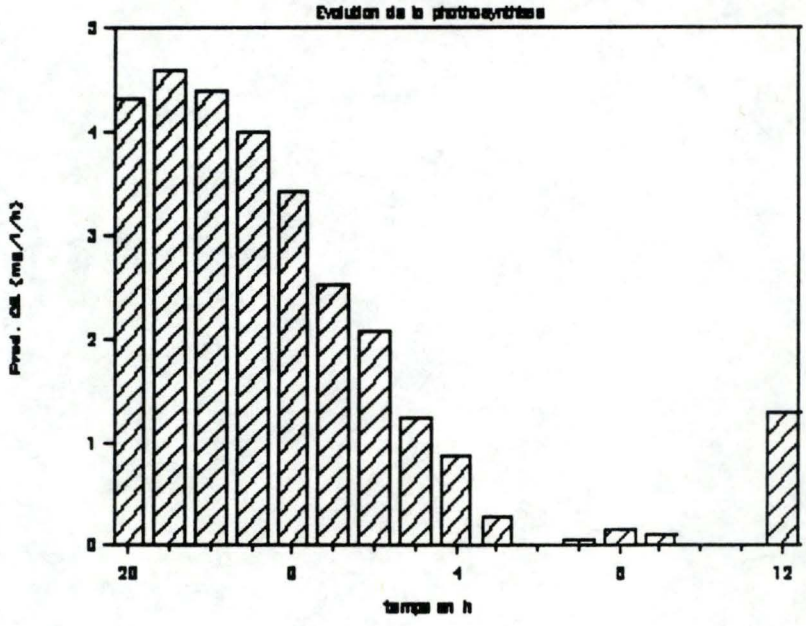
date	h	t	O2	O2sat	O2sat-O2	dO2/dt	P
		°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l/h
19/05/91	19 h 40	12.6	15.843	10.42	-5.43		
19/05/91	20 h 40	12.9	15.451	10.35	-5.10	-0.39	4.32
19/05/91	21 h 40	12.9	15.373	10.35	-5.02	-0.08	4.58
19/05/91	22 h 40	12.9	15.216	10.35	-4.87	-0.16	4.38
19/05/91	23 h 40	12.9	14.902	10.35	-4.55	-0.31	3.99
20/05/91	0 h 40	12.6	14.431	10.42	-4.01	-0.47	3.43
20/05/91	1 h 40	12.6	13.647	10.42	-3.23	-0.78	2.52
20/05/91	2 h 40	12.6	12.941	10.42	-2.52	-0.71	2.07
20/05/91	3 h 40	12.4	12.078	10.46	-1.62	-0.86	1.24
20/05/91	4 h 40	12.4	11.373	10.46	-0.91	-0.71	0.86
20/05/91	5 h 40	12.1	10.667	10.53	-0.13	-0.71	0.28
20/05/91	6 h 40	12.1	10.039	10.53	0.49	-0.63	
20/05/91	7 h 40	11.8	9.804	10.60	0.80	-0.23	0.05
20/05/91	8 h 40	11.8	9.725	10.60	0.88	-0.08	0.15
20/05/91	9 h 40	11.8	9.647	10.60	0.96	-0.08	0.09
20/05/91	10 h 40	12.1	9.412	10.53	1.12	-0.23	
20/05/91	11 h 40	11.8	9.412	10.60	1.19	0.00	1.28
20/05/91	12 h 40	12.1	10.118	10.53	0.41	0.71	

R2 = 0.5973
R = 0.75 mg/l/h
Kr = -0.89 /h
PJ = 29.248 mg/l/j

SEMOIS 19 –20 mai 91 –TERMES



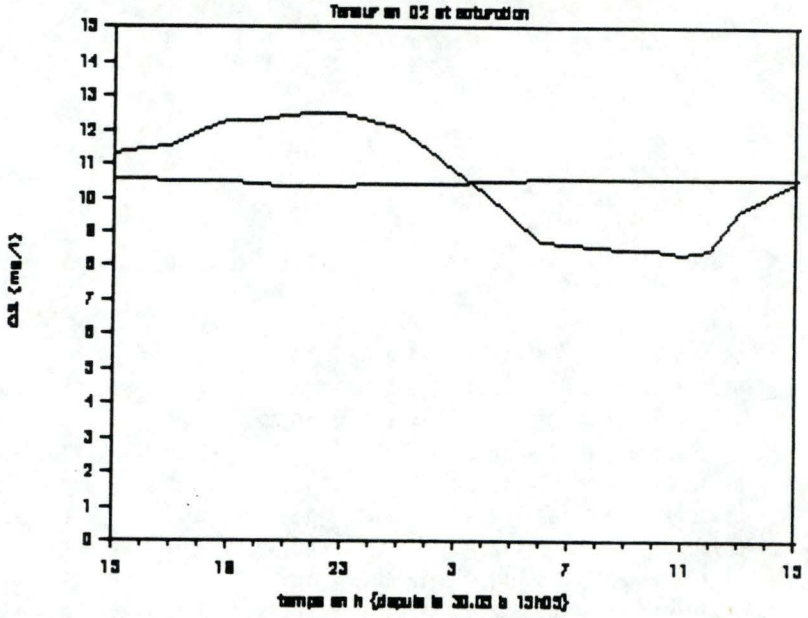
SEMOIS 19 –20 mai 91 TERMES



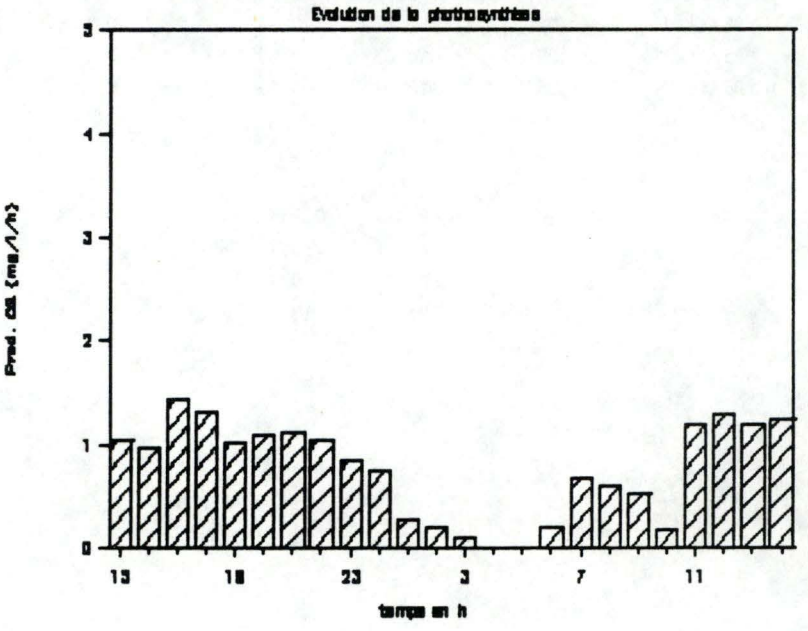
Date	h	t	O2	O2sat	O2sat-O2	dO2/dt	P
TERMES		°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l/h	mg/l/h
"05/30/91	15 h 05	12.1	11.294	10.53	-0.76		
"05/30/91	16 h 05	12.1	11.451	10.53	-0.92	0.157	1.04
"05/30/91	17 h 05	12.3	11.529	10.49	-1.04	0.078	0.98
"05/30/91	18 h 05	12.3	12.002	10.49	-1.52	0.473	1.43
"05/30/91	19 h 05	12.3	12.314	10.49	-1.83	0.312	1.31
"05/30/91	20 h 05	12.6	12.314	10.42	-1.90	0	1.00
"05/30/91	21 h 05	12.9	12.392	10.35	-2.04	0.078	1.10
"05/30/91	22 h 05	12.9	12.471	10.35	-2.12	0.079	1.11
"05/30/91	23 h 05	12.9	12.471	10.35	-2.12	0	1.03
"05/31/91	0 h 05	12.6	12.314	10.42	-1.90	-0.157	0.85
"05/31/91	1 h 05	12.6	12.078	10.42	-1.66	-0.236	0.74
"05/31/91	2 h 05	12.6	11.451	10.42	-1.03	-0.627	0.27
"05/31/91	3 h 05	12.6	10.824	10.42	-0.41	-0.627	0.19
"05/31/91	4 h 05	12.4	10.196	10.46	0.27	-0.628	0.11
"05/31/91	5 h 05	12.4	9.412	10.46	1.05	-0.784	
"05/31/91	6 h 05	12.1	8.706	10.53	1.83	-0.706	
"05/31/91	7 h 05	12.1	8.605	10.53	2.14	-0.314	0.19
"05/31/91	8 h 05	11.8	8.549	10.60	2.05	0.157	0.67
"05/31/91	9 h 05	11.8	8.501	10.60	1.98	0.078	0.61
"05/31/91	10 h 05	11.8	8.479	10.60	1.98	0	0.53
"05/31/91	11 h 05	11.8	8.314	10.60	2.29	-0.313	0.18
"05/31/91	12 h 05	12.1	8.498	10.53	1.59	0.627	1.20
"05/31/91	13 h 05	12.1	9.569	10.53	0.96	0.628	1.28
"05/31/91	14 h 05	12.1	10.039	10.53	0.49	0.47	1.18
"05/31/91	15 h 05	12.1	10.511	10.53	0.02	0.472	1.24

R2	=	0.2513	
R	=	-0.77	mg/l/h
Kr	=	0.12	/h
PJ	=	18.24	mg/l/j

SEMOIS 30 – 31 mai 91 TERMES



Semois 30 – 31 mai 91 – TERMES

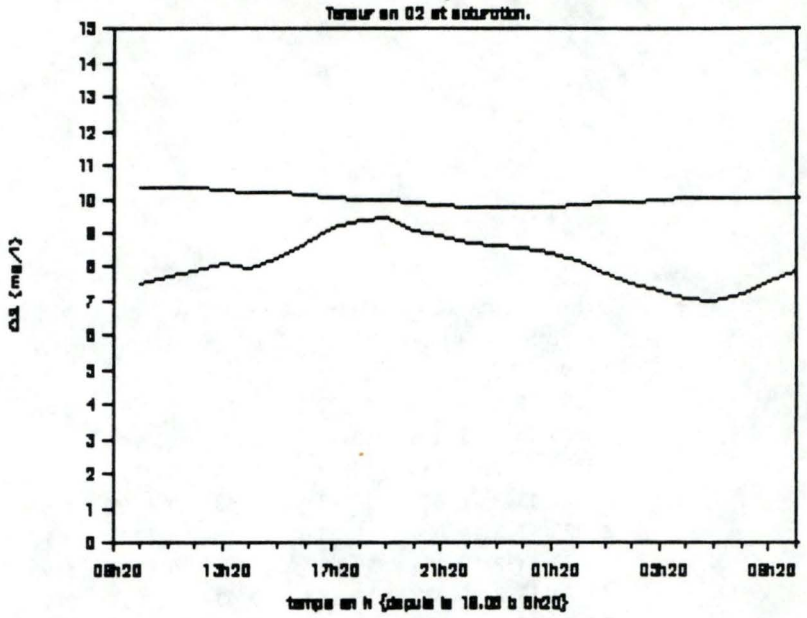


Termes

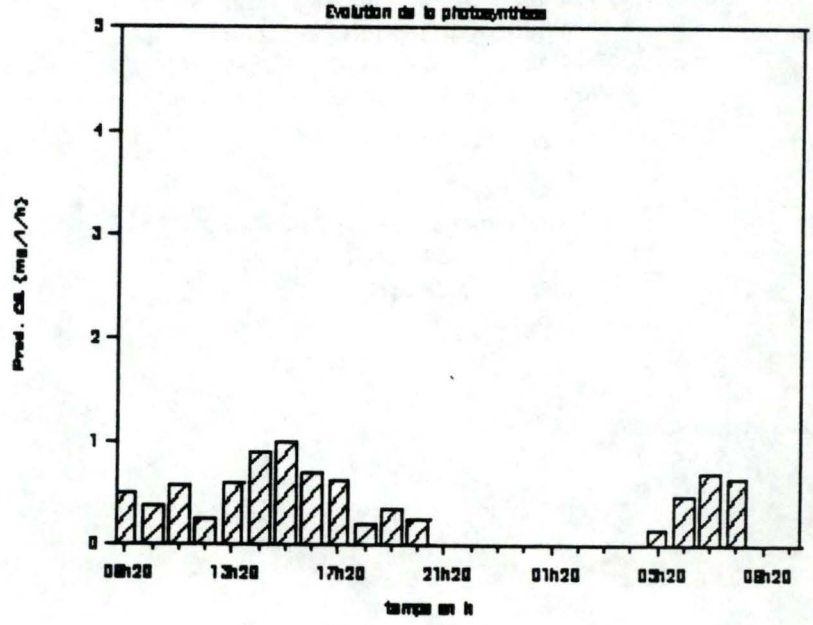
date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat.-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
19/06/91	8h20	13.5	8.078	10.22	2.14		
	9h20	13.5	8.978	10.22	1.24	0.9	0.59
	10h20	13.8	9.176	10.15	0.97	0.198	0.46
	11h20	13.5	8.863	10.22	1.35	-0.313	0.39
	12h20	13.2	8.627	10.28	1.65	-0.236	1.33
	13h20	13.2	9.098	10.28	1.18	0.471	0.97
	14h20	13.2	9.176	10.28	1.11	0.078	1.95
	15h20	13.2	9.882	10.28	0.40	0.706	2.06
	16h20	13.2	9.85	10.28	0.43	-0.032	2.54
	17h20	12.9	9.804	10.35	0.54	-0.046	2.61
	18h20	13.2	10.745	10.28	-0.46	0.941	0.61
	19h20	13.2	10.039	10.28	0.24	-0.706	2.02
	20h20	13.2	10.51	10.28	-0.23	0.471	0.97
	21h20	13.2	10.118	10.28	0.16	-0.392	
	22h20	13.2	9.804	10.28	0.48	-0.314	
	23h20	13.5	9.725	10.22	0.49	-0.079	
20/06/91	00h20	13.2	9.725	10.28	0.56	-0.001	
	01h20	13.2	9.569	10.28	0.71	-0.156	
	02h20	13.2	9.255	10.28	1.03	-0.314	
	03h20	13.2	8.863	10.28	1.42	-0.392	
	04h20	12.9	8.392	10.35	1.96	-0.471	
	05h20	12.9	8.078	10.35	2.27	-0.314	
	06h20	12.6	7.843	10.42	2.57	-0.235	
	07h20	12.6	7.765	10.42	2.65	-0.078	0.25
	08h20	12.6	7.645	10.42	2.77	-0.12	0.57

R2 = 0.9112
Kr = 0.4928 /h
R = -1.439 mg/l/h
PJ = 17.32 mg/l/j

SEMOIS 19 – 20 juin 91 TERMES



SEMOIS 19 – 20 juin 91 – TERMES

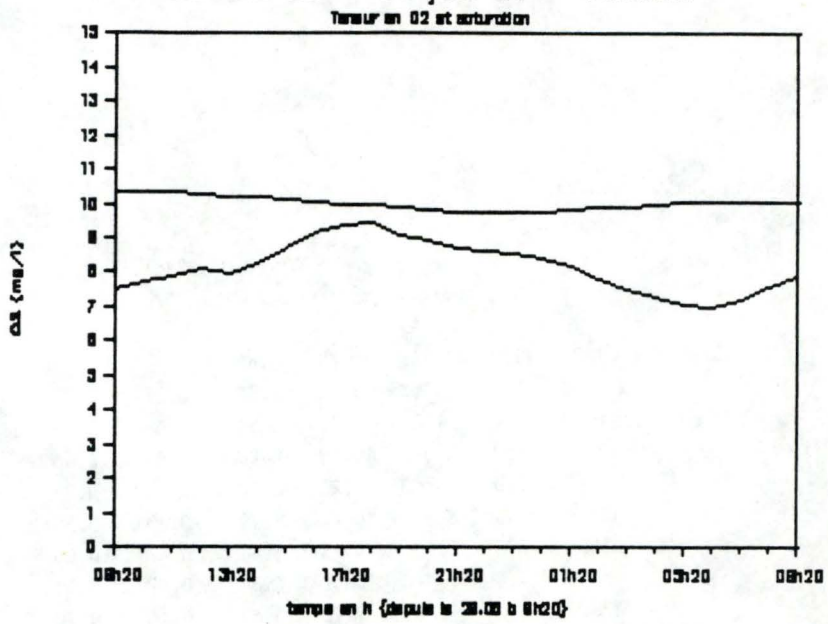


Termes

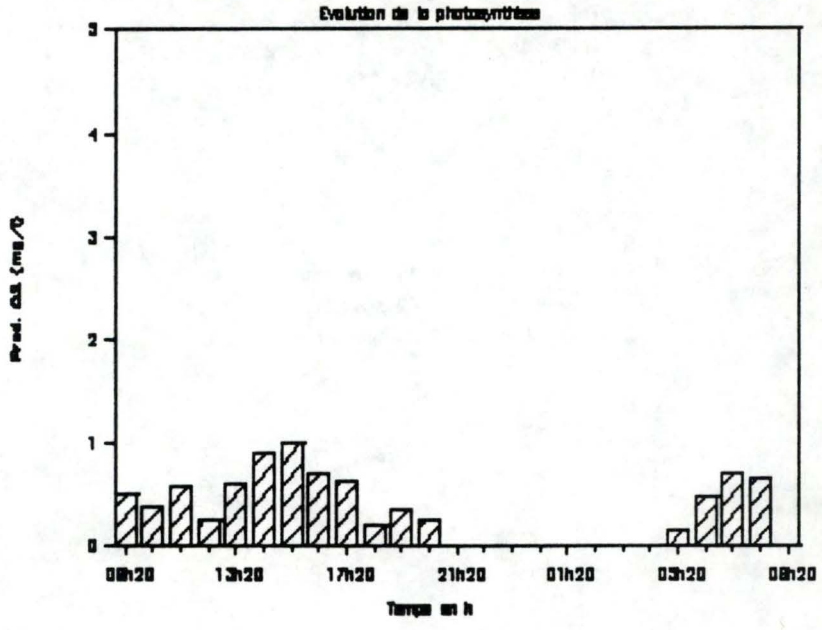
dates	h	t °C	O2 mg/l	O2 sat mg/l	O2sat-O mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
29/06/91	09h20	12,9	7.543	10.35	2.81		
	10h20	12,9	7.765	10.35	2.59	0.22	0.51
	11h20	12,9	7.85	10.35	2.50	0.08	0.38
	12h20	13,2	8.078	10.28	2.20	0.23	0.56
	13h20	13,5	8	10.22	2.22	-0.08	0.25
	14h20	13,5	8.235	10.22	1.99	0.23	0.60
	15h20	13,8	8.706	10.15	1.44	0.47	0.90
	16h20	14,4	9.176	10.02	0.84	0.47	0.98
	17h20	14,7	9.333	9.96	0.63	0.16	0.70
	18h20	14,7	9.412	9.96	0.55	0.08	0.63
	19h20	15	9.098	9.9	0.80	-0.31	0.20
	20h20	15,3	8.941	9.83	0.89	-0.16	0.35
	21h20	15,6	8.706	9.77	1.06	-0.24	0.25
	22h20	15,6	8.627	9.77	1.14	-0.08	
	23h20	15,6	8.549	9.77	1.22	-0.08	
	00h20	15,6	8.392	9.77	1.38	-0.16	
	01h20	15,3	8.157	9.83	1.67	-0.23	
	02h20	15	7.843	9.9	2.06	-0.31	
	03h20	15	7.529	9.9	2.37	-0.31	
	04h20	14,7	7.294	9.96	2.67	-0.24	
	05h20	14,4	7.059	10.02	2.96	-0.23	
	06h20	14,4	6.98	10.02	3.04	-0.08	0.15
	07h20	14,1	7.216	10.08	2.86	0.24	0.48
	08h20	14,1	7.608	10.08	2.47	0.39	0.69
	09h20	14,1	7.922	10.08	2.16	0.31	0.65

R2 = 0.75
Kr = 0.13 /h
R = -0.62 mg/l/h
PJ = 8.27428 mg/l/j

SEMOIS 29 – 30 juin 91 – TERMES



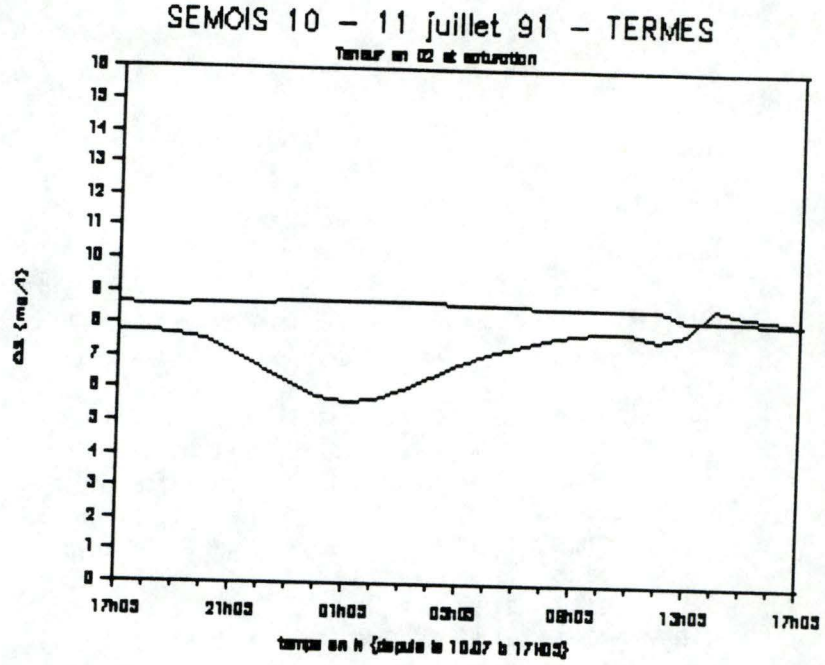
SEMOIS 29 – 30 juin 91 – TERMES

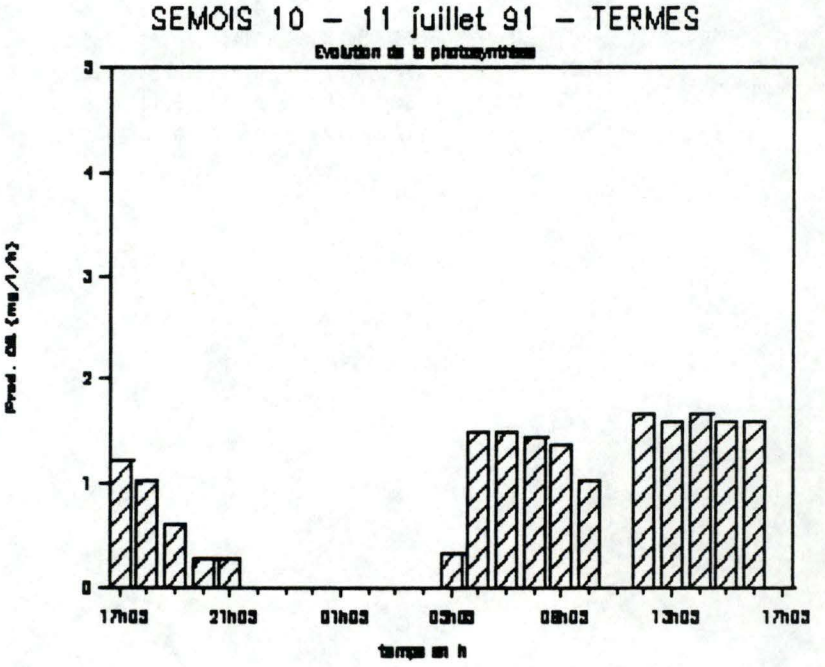


Termes

date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
10/07/91	17h05	22.1	7.765	8.62	0.86		
	18h05	22.4	7.765	8.57	0.81	0.00	1.20
	19h05	22.4	7.686	8.57	0.89	-0.08	1.03
	20h05	22.1	7.529	8.62	1.09	-0.16	0.61
	21h05	22.1	7.137	8.62	1.48	-0.39	0.28
	22h05	21.8	6.667	8.67	2.00	-0.47	0.28
	23h05	21.5	6.196	8.72	2.52	-0.47	
11/07/91	00h05	21.5	5.804	8.72	2.91	-0.39	
	01h05	21.2	5.647	8.76	3.12	-0.16	
	02h05	21.2	5.725	8.76	3.04	0.08	
	03h05	21.2	6.039	8.76	2.72	0.31	
	04h05	21.5	6.431	8.72	2.28	0.39	
	05h05	21.8	6.824	8.67	1.84	0.39	
	06h05	21.8	7.137	8.67	1.53	0.31	0.31
	07h05	22.1	7.373	8.62	1.25	0.24	1.48
	08h05	22.4	7.608	8.57	0.97	0.23	1.48
	09h05	22.4	7.765	8.57	0.81	0.16	1.44
	10h05	22.4	7.843	8.57	0.73	0.08	1.36
	11h05	22.4	7.843	8.57	0.73	0.00	1.01
	12h05	22.4	7.608	8.57	0.97	-0.24	1,13
	13h05	24.7	7.867	8.23	0.37	0.26	1.67
	14h05	24.7	8.68	8.23	-0.45	0.81	1.58
	15h05	24.7	8.45	8.23	-0.22	-0.23	1.67
	16h05	25	8.34	8.19	-0.15	-0.11	1.57
	17h05	25	8.2	8.19	-0.01	-0.14	1.57

R2 = 0.804
R = -1.71 /h
Kr = 0.48 mg/l/h
PJ = 18.55 mg/l/j


SEMOIS 10 – 11 juillet 91 – TERMES
Teneur en O2 et saturation
O2 (mg/l)
0
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17h03
21h03
01h03
05h03
09h03
13h03
17h03
temps en h (depuis le 10.07 à 17H03)


SEMOIS 10 – 11 juillet 91 – TERMES
Evolution de la photosynthèse
Prod. O2 (mg/l/h)
0
1
2
3
4
5
17h03
21h03
01h03
05h03
09h03
13h03
17h03
temps en h

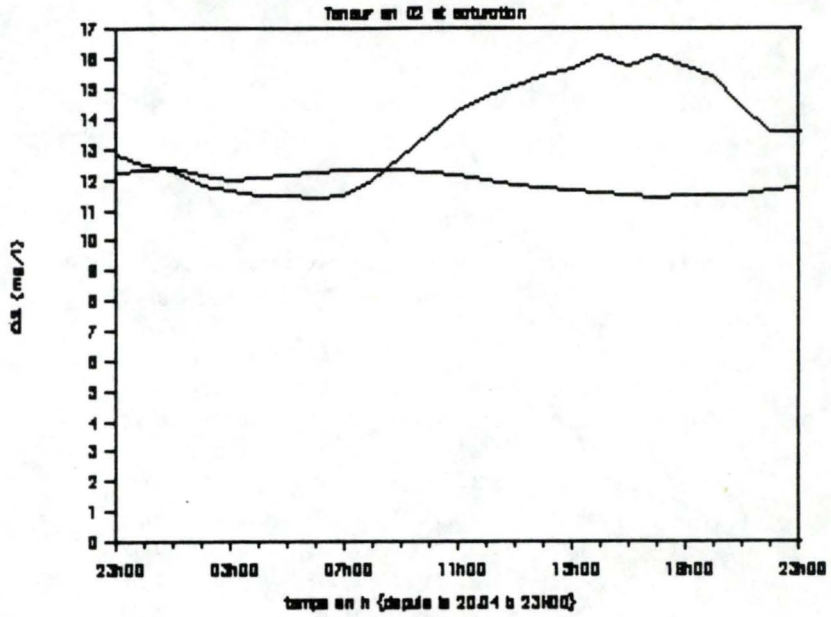
Annexe 3. Evolution des concentrations en oxygène dissous, de la production primaire brute et résultats des cycles de 24 heures pour Bouillon du 20/4/91 au 11/7/91.

BOUILLON

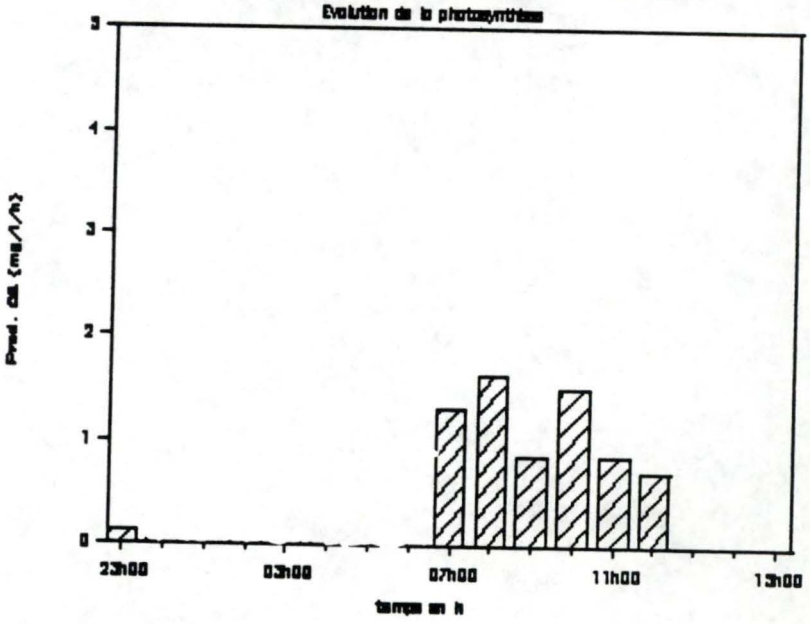
dates	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l	P mg/l/h
20/04/91	23h00	5.9	12.8	12.21	-0.59		
21/04/91	00h00	5.6	12.52	12.31	-0.21	-0.28	
	01h00	5.4	12.3	12.37	0.07	-0.22	
	02h00	6.1	11.8	12.15	0.35	-0.5	
	03h00	6.8	11.65	11.93	0.28	-0.15	
	04h00	6.5	11.5	12.03	0.53	-0.15	
	05h00	6.2	11.43	12.12	0.69	-0.07	
	06h00	5.9	11.35	12.21	0.86	-0.08	
	07h00	5.6	11.43	12.31	0.88	0.08	0.13
	08h00	5.6	12	12.31	0.31	0.57	0.75
	09h00	5.6	12.74	12.31	-0.43	0.74	1.07
	10h00	5.9	13.49	12.21	-1.28	0.75	1.26
	11h00	6.2	14.26	12.12	-2.14	0.77	1.46
	12h00	6.8	14.78	11.93	-2.85	0.52	1.36
	13h00	7.1	15.13	11.85	-3.28	0.35	1.29
	14h00	7.6	15.43	11.70	-3.73	0.3	1.32
	15h00	7.9	15.65	11.61	-4.04	0.22	1.31
	16h00	8.2	16.07	11.53	-4.54	0.42	1.63
	17h00	8.5	15.8	11.45	-4.35	-0.27	0.88
	18h00	8.8	16.07	11.36	-4.71	0.27	1.51
	19h00	8.5	15.8	11.45	-4.35	-0.27	0.88
	20h00	8.5	15.43	11.45	-3.98	-0.37	0.71
	21h00	8.5	14.41	11.45	-2.96	-1.02	
	22h00	7.9	13.61	11.61	-2.00	-0.8	
	23h00	7.6	13.53	11.70	-1.83	-0.08	

R = -0.24 mg/l/h
Kr = 0.21 /h
PJ = 15.59 mg/l/j
R2 = 0.93

SEMOIS 20 – 21 avril 91 – BOUILLON



SEMOIS 20 – 21 avril 91 – BOUILLON

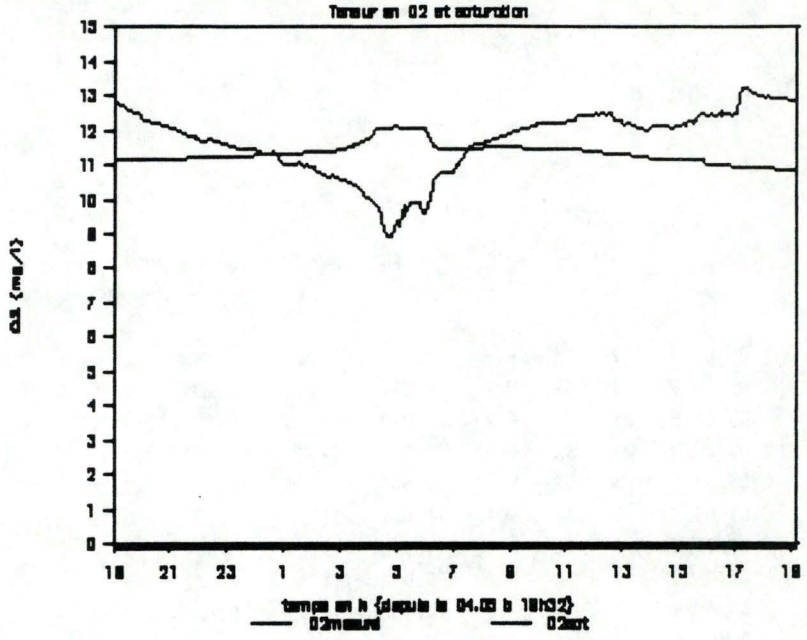


Bouillon

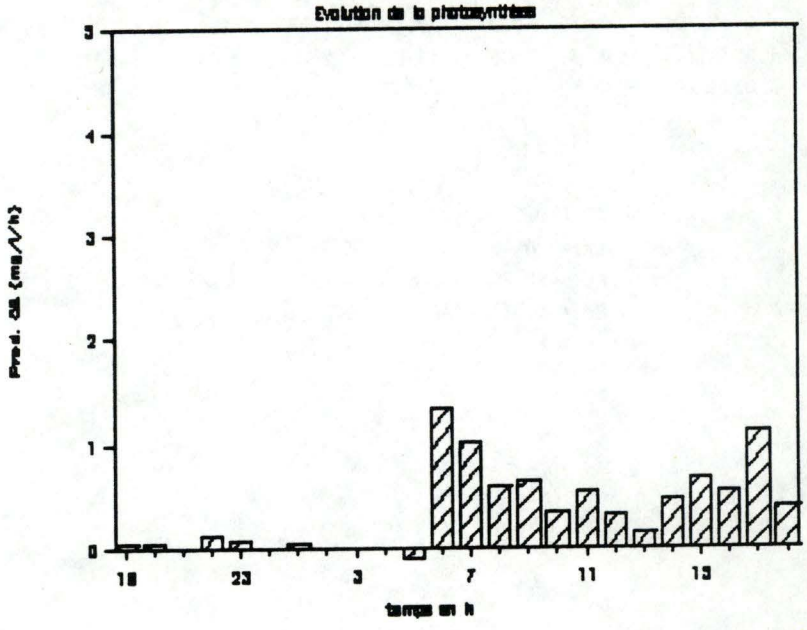
date	h	t °C	O2 mg/L	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
05/04/91	19 h 32	9.7	12.784	11.12	-1.66		
05/04/91	20 h 32	9.7	12.392	11.12	-1.27	-0.39	0.04
05/04/91	21 h 32	9.7	12.078	11.12	-0.95	-0.31	0.06
05/04/91	22 h 32	9.4	11.765	11.20	-0.56	-0.31	
05/04/91	23 h 32	9.4	11.608	11.20	-0.41	-0.16	
05/05/91	0 h 32	9.1	11.451	11.28	-0.17	-0.16	
05/05/91	1 h 32	9.1	10.98	11.28	0.30	-0.47	
05/05/91	2 h 32	8.8	10.902	11.36	0.46	-0.08	
05/05/91	3 h 32	8.5	10.588	11.45	0.86	-0.31	
05/05/91	4 h 32	7.4	10.039	11.76	1.72	-0.55	
05/05/91	5 h 32	6.2	9.333	12.12	2.78	-0.71	
05/05/91	6 h 32	6.5	9.569	12.03	2.46	0.24	
05/05/91	7 h 32	8.5	10.824	11.45	0.62	1.25	1.35
05/05/91	8 h 32	8.5	11.608	11.45	-0.16	0.78	1.02
05/05/91	9 h 32	8.2	11.922	11.53	-0.39	0.31	0.59
05/05/91	10 h 32	8.5	12.235	11.45	-0.79	0.31	0.66
05/05/91	11 h 32	8.5	12.235	11.45	-0.79	0.00	0.35
05/05/91	12 h 32	8.8	12.392	11.36	-1.03	0.16	0.55
05/05/91	13 h 32	9.1	12.314	11.28	-1.03	-0.08	0.31
05/05/91	14 h 32	9.7	12.078	11.12	-0.95	-0.24	0.14
05/05/91	15 h 32	9.7	12.157	11.12	-1.03	0.08	0.47
05/05/91	16 h 32	10	12.392	11.05	-1.35	0.23	0.68
05/05/91	17 h 32	10.3	12.471	10.97	-1.50	0.08	0.55
05/05/91	18 h 32	10.3	13.02	10.97	-2.05	0.55	1.12
05/05/91	19 h 32	10.6	12.863	10.89	-1.97	-0.16	0.40

R2 = 0.598
Kr = 0.18 /h
R = -0.20 mg/l/h
PJ = 8.511 mg/l/j

SEMOIS 4 –5 mai 91 – Bouillon



Semois 4 – 5 mai 91 – BOUILLON

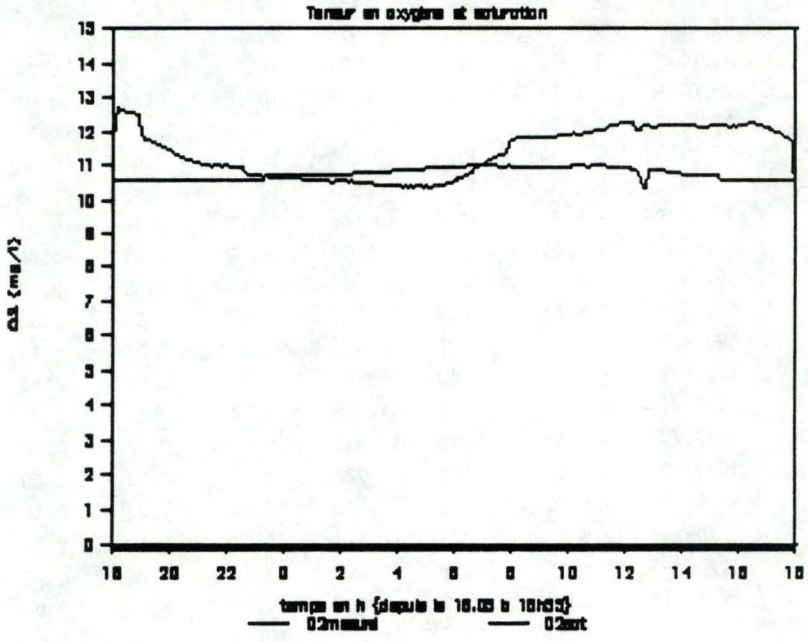


Bouillon

date	h	t	O2	O2sat	O2sat-O2	dO2/dt
		°C	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l/h
18/05/91	18 h 55	12.1	12.157	10.53	-1.62	
18/05/91	19 h 55	12.1	11.922	10.53	-1.39	-0.23
18/05/91	20 h 55	12.1	11.451	10.53	-0.92	-0.47
18/05/91	21 h 55	12.1	11.059	10.53	-0.53	-0.39
18/05/91	22 h 55	11.8	10.98	10.60	-0.38	-0.08
18/05/91	23 h 55	11.8	10.745	10.60	-0.14	-0.24
19/05/91	0 h 55	11.5	10.667	10.67	0.01	-0.08
19/05/91	1 h 55	11.2	10.588	10.75	0.16	-0.08
19/05/91	2 h 55	11.2	10.588	10.75	0.16	-0.01
19/05/91	3 h 55	10.9	10.51	10.82	0.31	-0.08
19/05/91	4 h 55	10.6	10.431	10.89	0.46	-0.08
19/05/91	5 h 55	10.3	10.431	10.97	0.54	0.00
19/05/91	6 h 55	10.3	10.588	10.97	0.38	0.16
19/05/91	7 h 55	10	10.98	11.05	0.07	0.39
19/05/91	8 h 55	10.3	11.765	10.97	-0.80	0.79
19/05/91	9 h 55	10.3	11.843	10.97	-0.87	0.08
19/05/91	10 h 55	10.3	11.922	10.97	-0.95	0.08
19/05/91	11 h 55	10	12.078	11.05	-1.03	0.16
19/05/91	12 h 55	10.3	12.314	10.97	-1.34	0.24
19/05/91	13 h 55	10.6	12.157	10.89	-1.26	-0.16
19/05/91	14 h 55	11.2	12.235	10.75	-1.49	0.08
19/05/91	15 h 55	11.2	12.235	10.75	-1.49	0.00
19/05/91	16 h 55	11.8	12.235	10.60	-1.63	0.00
19/05/91	17 h 55	12.1	12.157	10.53	-1.62	-0.08
19/05/91	18 h 55	11.8	9.882	10.60	0.72	-2.28
	R =	-0.05689				
	R2=	0.041515				
	Kr=	-0.03600				

Termes

SEMOIS 18 – 19 mai –BOUILLON

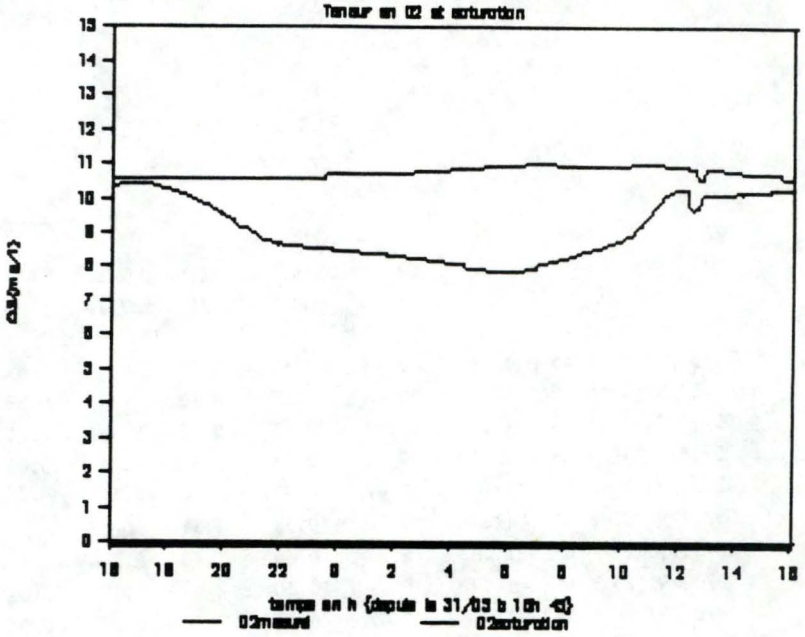


BOUILLON

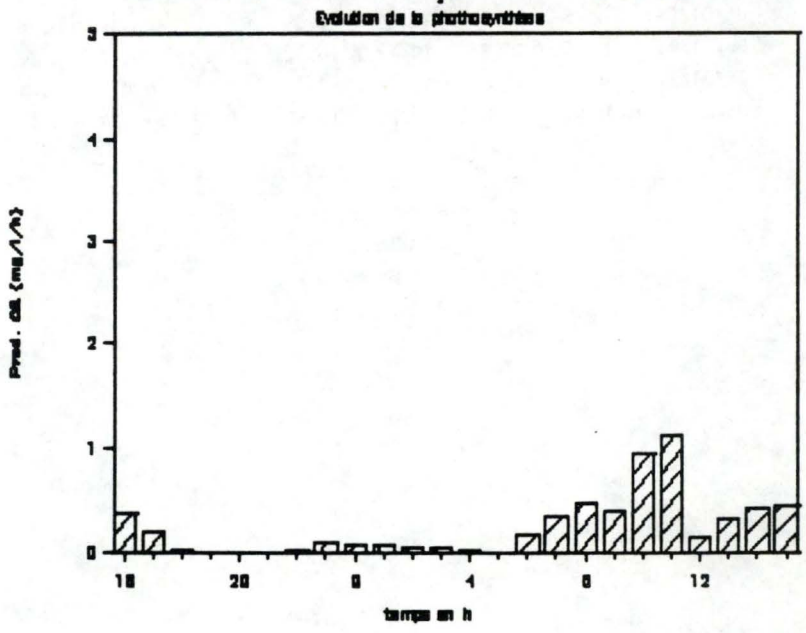
date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
05/31/91	16 h 45	11.8	10.43	10.60	0.17		
05/31/91	17 h 45	12.1	10.43	10.53	0.10	0	0.38
05/31/91	18 h 45	12.1	10.28	10.53	0.26	-0.156	0.21
05/31/91	19 h 45	12.1	9.96	10.53	0.57	-0.314	0.02
05/31/91	20 h 45	12.1	9.49	10.53	1.04	-0.471	
05/31/91	21 h 45	12.1	9.02	10.53	1.51	-0.47	
05/31/91	22 h 45	11.8	8.71	10.60	1.90	-0.314	
05/31/91	23 h 45	11.8	8.55	10.60	2.05	-0.157	0.03
06/01/91	0 h 45	11.5	8.47	10.67	2.20	-0.078	0.09
06/01/91	1 h 45	11.5	8.39	10.67	2.28	-0.079	0.08
06/01/91	2 h 45	11.2	8.31	10.75	2.43	-0.078	0.07
06/01/91	3 h 45	10.9	8.24	10.82	2.59	-0.079	0.05
06/01/91	4 h 45	10.6	8.08	10.89	2.82	-0.157	0.05
06/01/91	5 h 45	10.6	8.00	10.89	2.89	-0.077	0.02
06/01/91	6 h 45	10.3	7.92	10.97	3.05	-0.079	0.01
06/01/91	7 h 45	10.1	8.00	11.02	3.02	0.079	0.17
06/01/91	8 h 45	10.3	8.24	10.97	2.73	0.234	0.35
06/01/91	9 h 45	10.3	8.55	10.97	2.42	0.314	0.46
06/01/91	10 h 45	10.3	8.78	10.97	2.19	0.235	0.41
06/01/91	11 h 45	10.1	9.49	11.02	1.53	0.706	0.94
06/01/91	12 h 45	10.3	10.28	10.97	0.69	0.785	1.11
06/01/91	13 h 45	10.6	10.12	10.89	0.78	-0.157	0.16
06/01/91	14 h 45	10.9	10.12	10.82	0.70	0	0.32
06/01/91	15 h 45	11.2	10.20	10.75	0.55	0.078	0.41
06/01/91	16 h 45	11.8	10.28	10.60	0.33	0.079	0.44

R2 = 0,358
R = -0,391 mg/l/h
Kr = 0,100 /h
Pj = 5,79 mg/l/j

SEMOIS 31 mai – 1 juin 91 BOUILLON



SEMOIS 31 mai – 1 juin 91 – BOUILLON

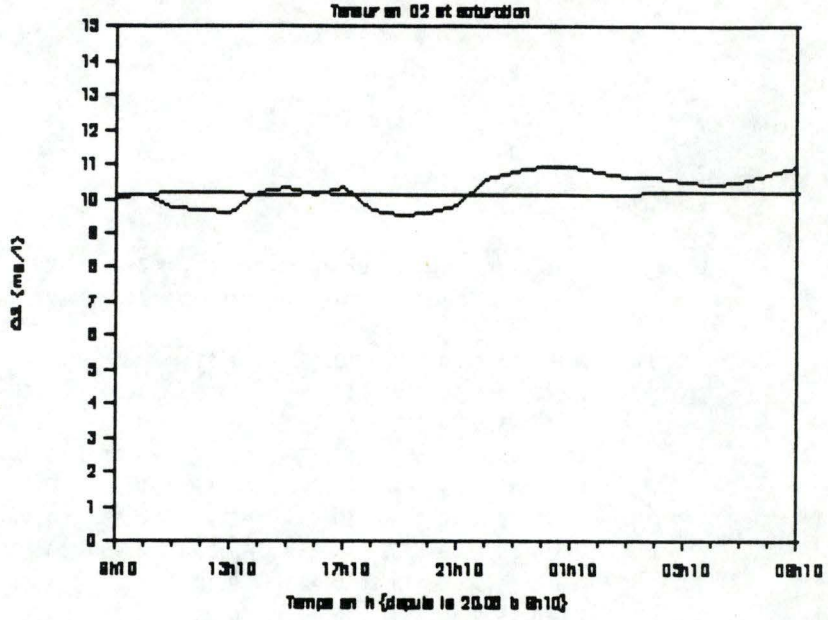


BOUILLON

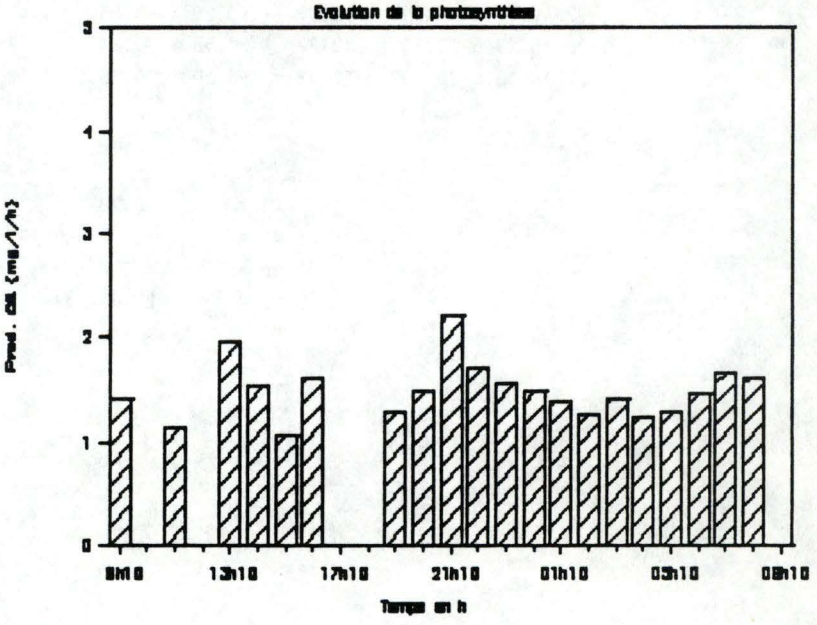
date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
20/06/91	9h10	13.8	10.039	10.15	0.11		
	10h10	13.8	10.118	10.15	0.03	0.08	1.40
	11h10	13.5	9.725	10.22	0.49	-0.39	
	12h10	13.5	9.647	10.22	0.57	-0.08	1.14
	13h10	13.5	9.569	10.22	0.65	-0.08	
	14h10	13.8	10.196	10.15	-0.05	0.63	1.97
	15h10	13.8	10.353	10.15	-0.20	0.16	1.53
	16h10	13.5	10.118	10.22	0.10	-0.23	1.08
	17h10	13.8	10.353	10.15	-0.20	0.23	1.61
	18h10	13.8	9.647	10.15	0.50	-0.71	
	19h10	13.8	9.49	10.15	0.66	-0.16	
	20h10	13.8	9.569	10.15	0.58	0.08	1.29
	21h10	13.8	9.804	10.15	0.35	0.23	1.50
	22h10	13.8	10.588	10.15	-0.44	0.78	2.20
	23h10	13.8	10.824	10.15	-0.67	0.24	1.70
21/06/91	00h10	13.8	10.902	10.15	-0.75	0.08	1.56
	01h10	13.8	10.902	10.15	-0.75	0.00	1.48
	02h10	13.8	10.824	10.15	-0.67	-0.08	1.39
	03h10	13.8	10.667	10.15	-0.52	-0.16	1.28
	04h10	13.5	10.667	10.22	-0.45	0.00	1.42
	05h10	13.5	10.51	10.22	-0.29	-0.16	1.23
	06h10	13.5	10.431	10.22	-0.22	-0.08	1.29
	07h10	13.5	10.51	10.22	-0.29	0.08	1.47
	08h10	13.5	10.745	10.22	-0.53	0.23	1.67
	09h10	13.5	10.902	10.22	-0.69	0.16	1.62

R2 = 0.78
R = -1.33 mg/l/h
Kr = 0.2 /h
PJ = 29.82 mg/l/j

SEMOIS 20 –21 juin – BOUILLON



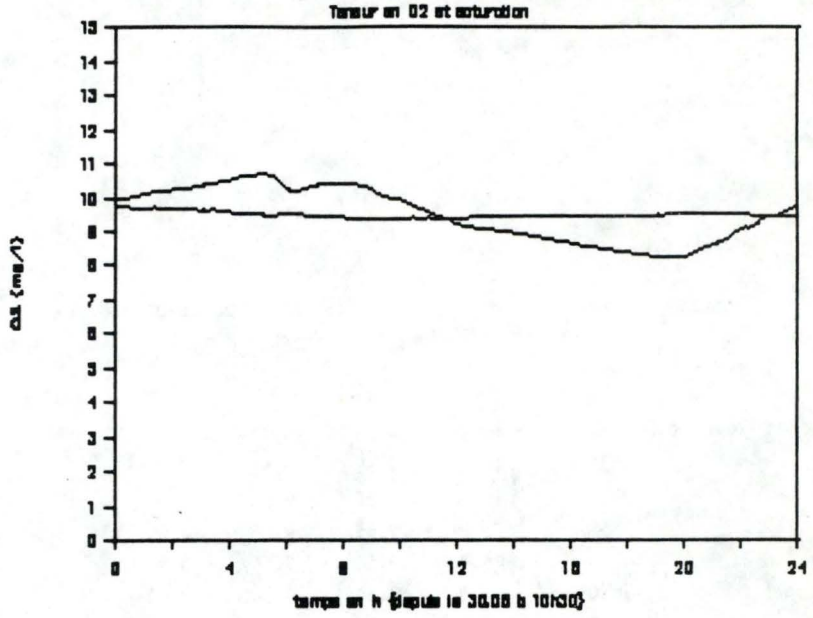
SEMOIS 20 –21 juin 91 – BOUILLON



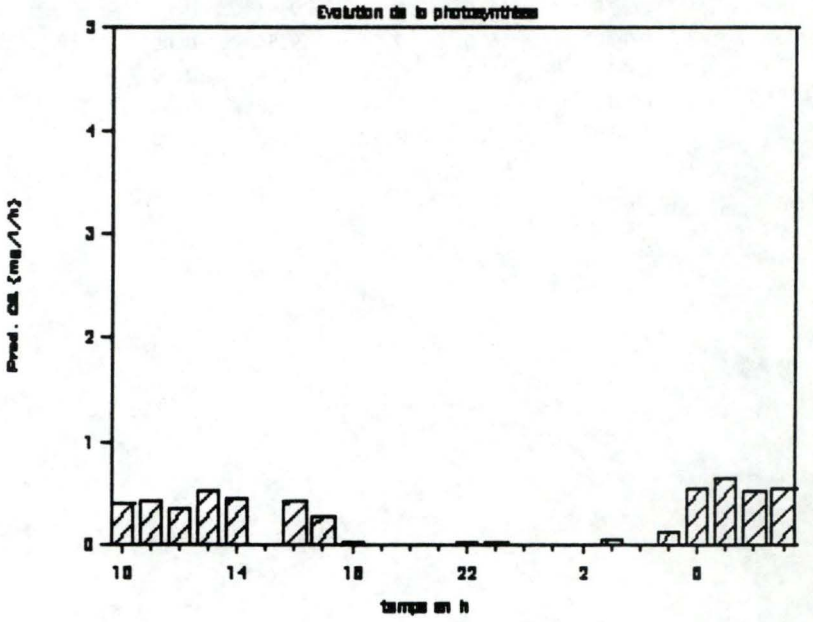
BOUILLON

dates	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l	P mg/l/h
30/06/91	10h30	15.9	9.71	9.71	0.00		
	11h30	16.2	9.65	9.65	0.00		
	12h30	16.2	9.65	9.65	0.00		
	13h30	16.2	9.65	9.65	0.00		
	14h30	16.8	9.54	9.54	-0.00		
	15h30	16.8	9.54	9.54	-0.00		
	16h30	16.8	9.54	9.54	-0.00		
	17h30	16.8	9.48	9.54	0.06		
	18h30	17.6	9.39	9.39	-0.00		
	19h30	17.6	9.39	9.39	-0.00		
	20h30	17.6	9.39	9.39	-0.00		
	21h30	17.6	9.39	9.39	-0.00		
	22h30	17.6	9.39	9.39	-0.00		
	23h30	17.4	9.42	9.42	0.00		
	00h30	17.4	9.42	9.42	0.00		
	01h30	17.4	9.42	9.42	0.00		
	02h30	17.4	9.42	9.42	0.00		
	03h30	17.4	9.42	9.42	0.00		
	04h30	17.1	9.48	9.48	0.00		
	05h30	17.1	9.48	9.48	0.00		
	06h30	16.8	9.54	9.54	-0.00		
	07h30	16.8	9.54	9.54	-0.00		
	08h30	16.8	9.54	9.54	-0.00		
	09h30	17.1	9.48	9.48	0.00		
	10h30	17.4	9.42	9.42	0.00		

SEMOIS 30 juin – 1 juillet 91 BOUILLON



SEMOIS 30 juin – 1 juillet – BOUILLON

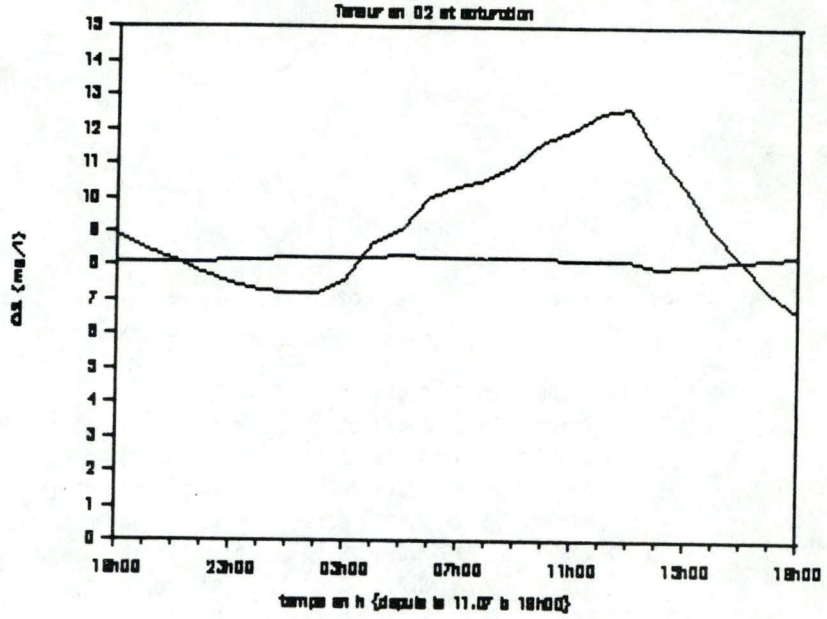


BOUILLON

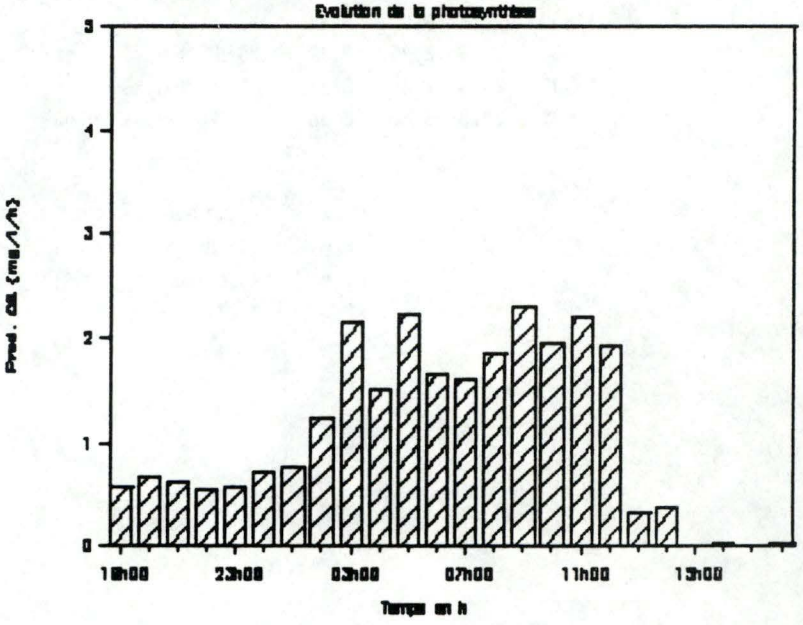
date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat mg/l	O2sat-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
11/07/91	19h00	25.6	8.941	8.11	-0.84		
	20h00	25.6	8.471	8.11	-0.37	-0.47	0.57
	21h00	25.6	8.157	8.11	-0.05	-0.31	0.67
	22h00	25.6	7.843	8.11	0.26	-0.31	0.61
	23h00	25.3	7.529	8.15	0.62	-0.31	0.54
12/07/91	00h00	25	7.294	8.19	0.90	-0.24	0.57
	01h00	24.7	7.216	8.23	1.02	-0.08	0.71
	02h00	24.4	7.216	8.28	1.06	0.00	0.78
	03h00	24.4	7.608	8.28	0.67	0.39	1.24
	04h00	24.4	8.706	8.28	-0.43	1.10	2.15
	05h00	24.1	9.098	8.32	-0.78	0.39	1.50
	06h00	24.4	10.039	8.28	-1.76	0.94	2.23
	07h00	24.4	10.353	8.28	-2.08	0.31	1.66
	08h00	24.4	10.588	8.28	-2.31	0.23	1.62
	09h00	24.4	10.98	8.28	-2.70	0.39	1.85
	10h00	24.7	11.686	8.23	-3.45	0.71	2.30
	11h00	25	12	8.19	-3.81	0.31	1.97
	12h00	25	12.471	8.19	-4.28	0.47	2.21
	13h00	25	12.627	8.19	-4.44	0.16	1.92
	14h00	26.5	11.373	7.98	-3.39	-1.25	0.33
	15h00	25.9	10.353	8.06	-2.29	-1.02	0.36
	16h00	25.6	9.098	8.11	-0.99	-1.25	
	17h00	25	8.157	8.19	0.03	-0.94	0.02
	18h00	24.4	7.294	8.28	0.98	-0.86	
	19h00	23.8	6.667	8.36	1.70	-0.63	0.04

R = -0.97 mg/l/h
Kr = 0.18 /h
PJ = 25.85 mg/l/j
R2 = 0.871

SEMOIS 11 – 12 juillet 91 – BOUILLON



SEMOIS 11 –12 juillet 91 – BOUILLON



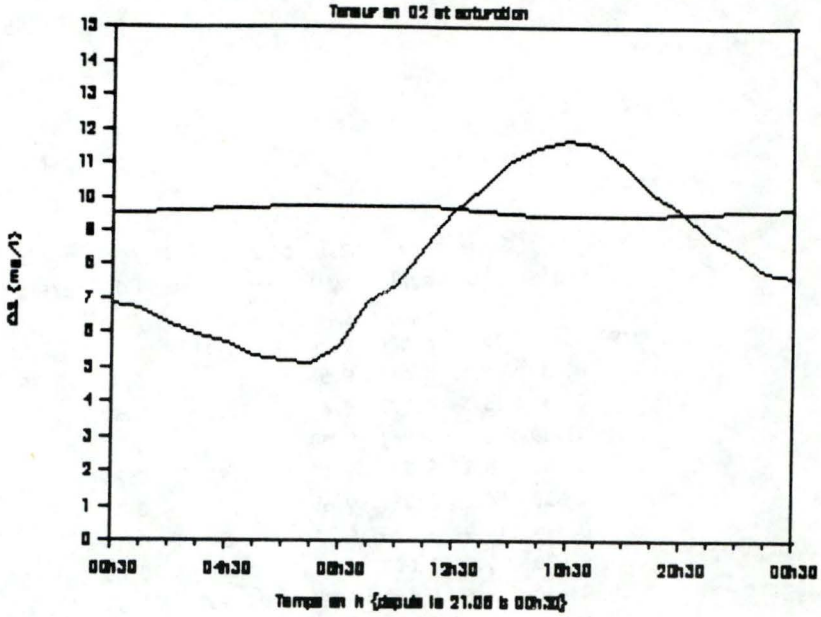
Moyen

date	h	T °C	O2 mg/l	O2sat. mg/l	O2sat.-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
21/08/90	00h30	16.8	6.824	9.54	2.71		
	01h30	16.8	6.667	9.54	2.87	-0.16	0.35
	02h30	16.5	6.275	9.60	3.32	-0.39	
	03h30	16.5	5.961	9.60	3.63	-0.31	
	04h30	16.2	5.725	9.65	3.93	-0.24	
	05h30	16.2	5.333	9.65	4.32	-0.39	
	06h30	15.9	5.176	9.71	4.54	-0.16	
	07h30	15.9	5.098	9.71	4.62	-0.08	
	08h30	15.6	5.647	9.77	4.13	0.55	0.73
	09h30	15.6	6.902	9.77	2.87	1.26	1.76
	10h30	15.6	7.451	9.77	2.32	0.55	1.19
	11h30	15.6	8.549	9.77	1.22	1.10	2.02
	12h30	16.2	9.569	9.65	0.09	1.02	2.24
	13h30	16.5	10.275	9.60	-0.68	0.71	2.12
	14h30	16.8	11.059	9.54	-1.52	0.78	2.41
	15h30	17.1	11.451	9.48	-1.97	0.39	2.14
	16h30	17.1	11.686	9.48	-2.20	0.23	2.04
	17h30	17.1	11.529	9.48	-2.05	-0.16	1.61
	18h30	17.1	10.902	9.48	-1.42	-0.63	0.98
	19h30	17.1	10.118	9.48	-0.64	-0.78	0.62
	20h30	16.8	9.569	9.54	-0.03	-0.55	0.70
	21h30	16.8	8.863	9.54	0.68	-0.71	0.36
	22h30	16.5	8.392	9.60	1.20	-0.47	0.46
	23h30	16.5	7.843	9.60	1.75	-0.55	0.24
	00h30	16.2	7.686	9.65	1.97	-0.16	0.58

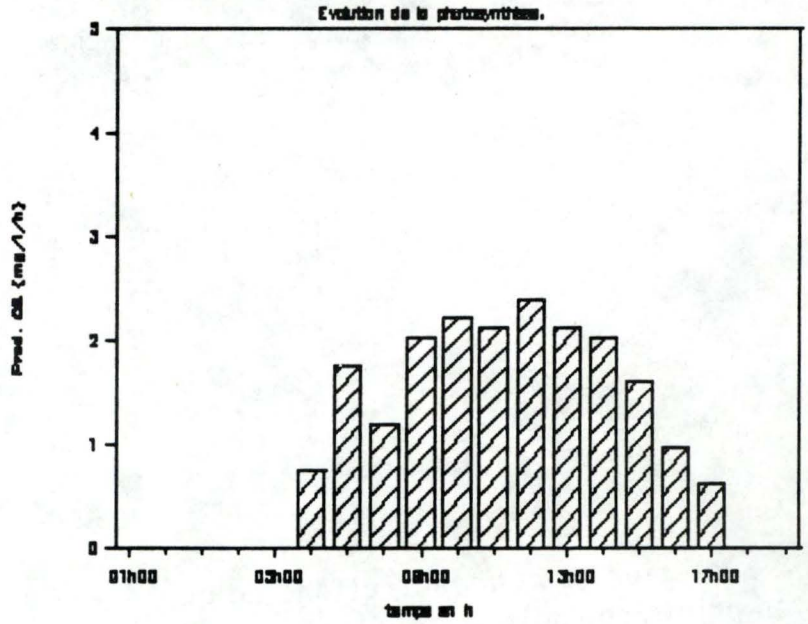
R2	=	0.9996
Kr	=	0.256
R	=	-1.24
PJ	=	22.55

Annexe 4. Evolution des concentrations en oxygène dissous, de la production primaire brute et résultats des cycles de 24 heures pour Moyen du 21/8/90 au 22/8/90 (d'après Descy, communication personnelle).

SEMOIS 21 – 22 aoat 90 – MOYEN



SEMOIS 21 – 22 aoat 90 – MOYEN

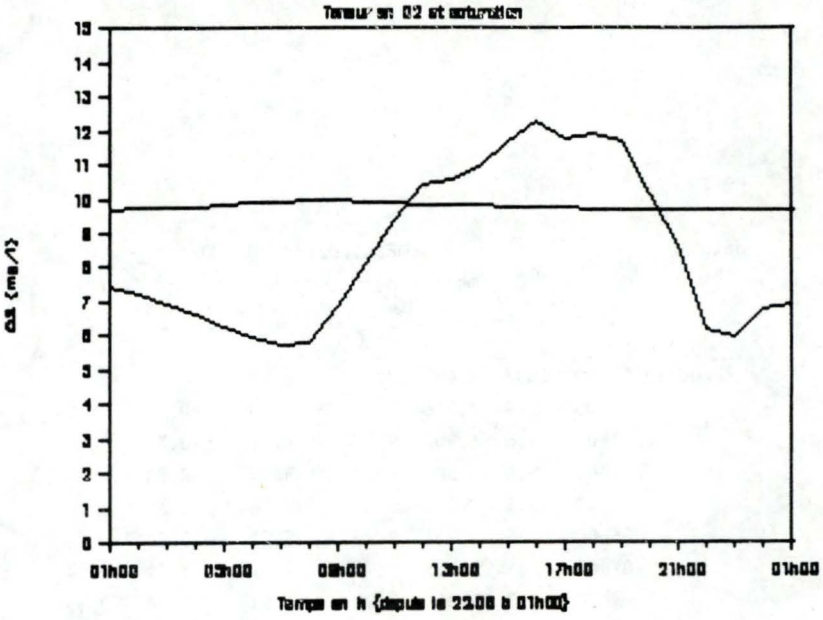


MOYEN

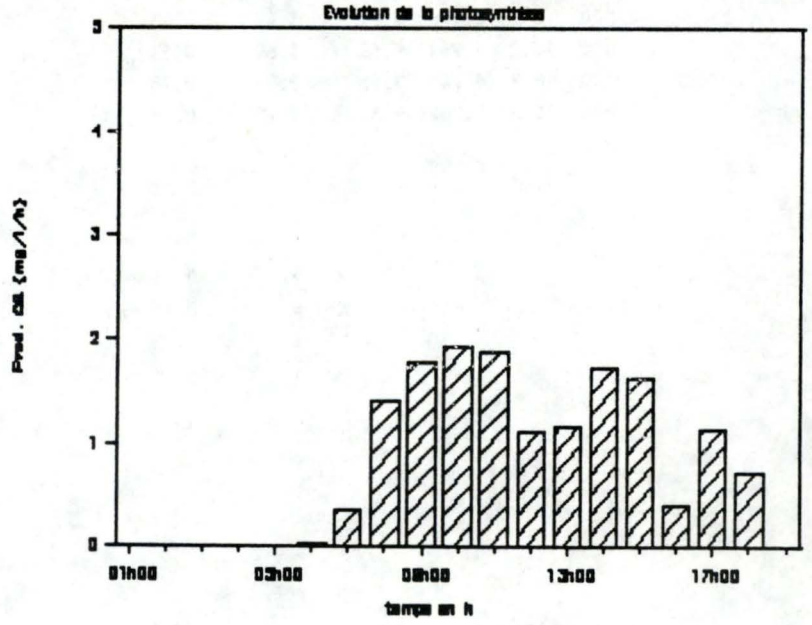
date	h	t °C	O2 mg/l	O2sat. mg/l	O2sat.-O2 mg/l	dO2/dt mg/l/h	P mg/l/h
22/08/90	01h00	16.2	7.451	9.65	2.20		
	02h00	15.9	7.216	9.71	2.50	-0.23	
	03h00	15.6	6.902	9.77	2.87	-0.31	
	04h00	15.6	6.588	9.77	3.19	-0.31	
	05h00	15.3	6.275	9.83	3.56	-0.31	
	06h00	15	5.961	9.90	3.93	-0.31	
	07h00	15	5.725	9.90	4.17	-0.24	0.04
	08h00	14.7	5.804	9.96	4.15	0.08	0.35
	09h00	14.7	6.824	9.96	3.13	1.02	1.41
	10h00	15	8.078	9.90	1.82	1.25	1.78
	11h00	15	9.333	9.90	0.56	1.26	1.92
	12h00	15.3	10.431	9.83	-0.60	1.10	1.89
	13h00	15.3	10.588	9.83	-0.75	0.16	1.12
	14h00	15.3	10.902	9.83	-1.07	0.31	1.16
	15h00	15.6	11.686	9.77	-1.91	0.78	1.72
	16h00	15.9	12.314	9.71	-2.60	0.63	1.64
	17h00	15.9	11.765	9.71	-2.05	-0.55	0.41
	18h00	16.2	11.922	9.65	-2.27	0.16	1.14
	19h00	16.2	11.686	9.65	-2.03	-0.24	0.72
	20h00	16.2	10.118	9.65	-0.46	-1.57	
	21h00	16.2	8.627	9.65	1.03	-1.49	
	22h00	16.2	6.196	9.65	3.46	-2.43	
	23h00	16.2	5.961	9.65	3.69	-0.23	
23/08/90	00h00	16.2	6.745	9.65	2.91	0.78	
	01h00	16.2	6.902	9.65	2.75	0.16	

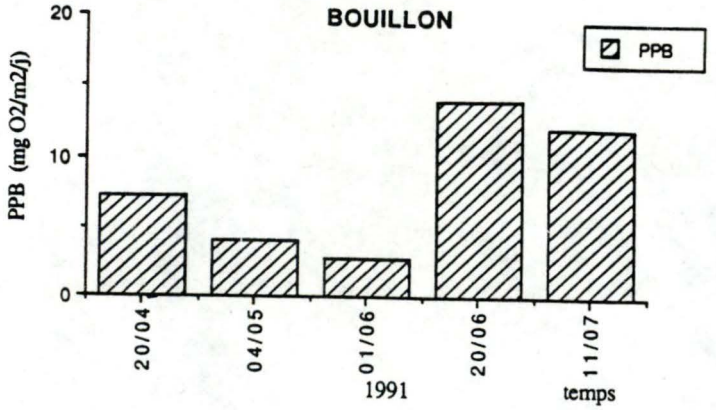
R	=	-0.73	mg/l/h
Kr	=	0.11	/h
R2	=	0.6185	
PJ	=	15,15	mg/l/j

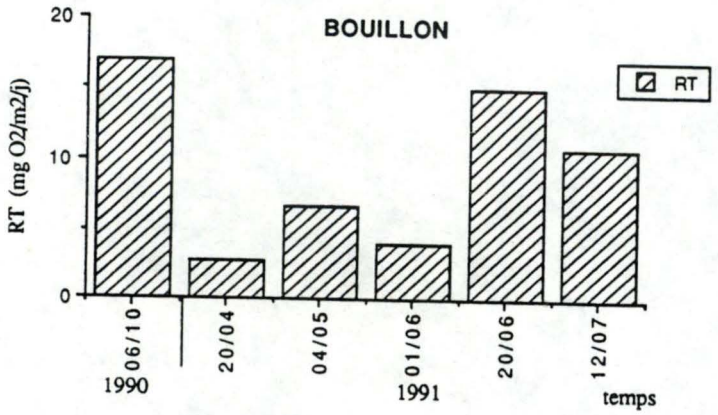
SEMOIS 22 – 23 août 90 –MOYEN

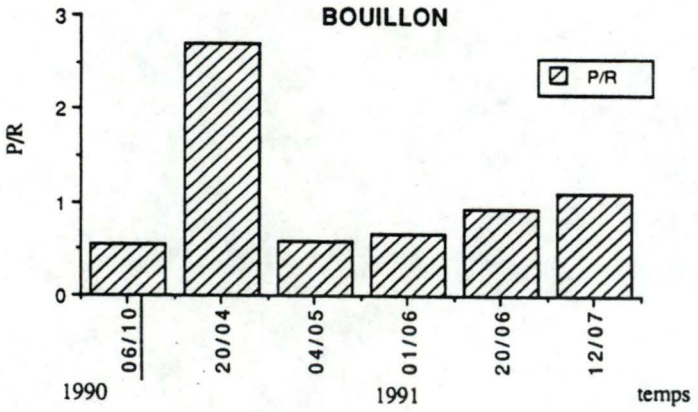


SEMOIS 22 – 23 août 90 –MOYEN




BOUILLON
PPB
PPB (mg O2/m2/j)
20
10
0
20/04
04/05
01/06
20/06
11/07
1991
temps


BOUILLON
RT
RT (mg O2/m2/j)
20
10
0
06/10
20/04
04/05
01/06
20/06
12/07
1990
1991
temps


BOUILLON
P/R
P/R
3
2
1
0
06/10
20/04
04/05
01/06
20/06
12/07
1990
1991
temps

Annexe 5. Evolution journalière des intensités lumineuses à Saint-Hubert ,du 01/10/90 au 31/07/91(données I.R.M.1991).

date	int.lum. journ.	date	int.lum. journ.	date	int.lum. journ.	date	int.lum. journ.
1/10	357	19/11	255	7/1	182	25/2	872
2/10	442	20/11	75	8/1	116	26/2	1163
3/10	834	21/11	251	9/1	194	27/2	1093
4/10	1193	22/11	322	10/1	41	28/2	208
5/10	816	23/11	146	11/1	103	1/3	530
6/10	1026	24/11	87	12/1	99	2/3	220
7/10	891	25/11	119	13/1	373	3/3	1221
8/10	580	26/11	152	14/1	555	4/3	795
9/10	1205	27/11	439	15/1	542	5/3	617
10/10	696	28/11	80	16/1	574	6/3	746
11/10	1189	29/11	332	17/1	519	7/3	657
12/10	1114	30/11	393	18/1	572	8/3	548
13/10	994	1/12	177	19/1	107	9/3	482
14/10	990	2/12	103	20/1	719	10/3	1106
15/10	709	3/12	62	21/1	138	11/3	547
16/10	396	4/12	121	22/1	212	12/3	1532
17/10	461	5/12	245	23/1	209	13/3	1495
18/10	315	6/12	665	24/1	131	14/3	1351
19/10	1008	7/12	466	25/1	774	15/3	317
20/10	579	8/12	85	26/1	183	16/3	948
21/10	739	9/12	174	27/1	84	17/3	660
22/10	1115	10/12	28	28/1	641	18/3	364
23/10	924	11/12	61	29/1	842	19/3	111
24/10	753	13/12	94	30/1	915	20/3	307
25/10	308	13/12	77	31/1	176	21/3	184
26/10	241	14/12	182	1/2	168	22/3	463
27/10	132	15/12	156	2/2	328	23/3	1130
28/10	81	16/12	185	3/2	535	24/3	506
29/10	496	17/12	159	4/2	867	25/3	140
30/10	469	18/12	141	5/2	505	26/3	810
31/10	300	19/12	166	6/2	647	27/3	1718
1/11	134	20/12	119	7/2	798	28/3	1642
2/11	228	21/12	103	8/2	412	29/3	1927
3/11	183	22/12	114	9/2	418	30/3	1859
4/11	196	23/12	114	10/2	302	31/3	1005
5/11	418	24/12	182	11/2	265	1/4	1589
6/11	626	25/12	81	12/2	460	2/4	1703
7/11	752	26/12	79	13/2	875	3/4	460
8/11	808	27/12	69	14/2	769	4/4	1339
9/11	831	28/12	132	15/2	169	5/4	1037
10/11	118	29/12	41	16/2	357	6/4	755
11/11	104	30/12	203	17/2	1074	7/4	780
12/11	287	31/12	97	18/2	1183	8/4	766
13/11	100	1/1	156	19/2	759	9/4	1132
14/11	94	2/1	45	20/2	1050	10/4	1985
15/11	80	3/1	72	21/2	957	11/4	2085
16/11	101	4/1	170	22/2	735	12/4	2198
17/11	67	5/1	75	23/2	107	13/4	2130
18/11	195	6/1	127	24/2	1197	14/4	1713

date	int.lum. journ.
15/4	2000
16/4	1568
17/4	1192
18/4	1032
19/4	1116
20/4	1661
21/4	1666
22/4	503
23/4	1064
24/4	1380
25/4	1936
26/4	2030
27/4	2086
28/4	2386
29/4	2154
30/4	359
1/5	739
2/5	206
3/5	1597
4/5	464
5/5	1633
6/5	560
7/5	436
8/5	1478
9/5	1699
10/5	2273
11/5	2532
12/5	1400
13/5	2202
14/5	755
15/5	1236
16/5	1704
17/5	1677
18/5	1305
19/5	2183
20/5	1447
21/5	1513
22/5	1858
23/5	2028
24/5	2794
25/5	1949
26/5	1027
27/5	1863
28/5	2085
29/5	2846
30/5	2506
31/5	2203
1/6	2496
2/6	2939

date	int.lum. journ.
3/6	598
4/6	1253
5/6	1993
6/6	785
7/6	844
8/6	753
9/6	715
10/6	817
11/6	1726
12/6	2160
13/6	1054
14/6	1841
15/6	984
16/6	727
17/6	1341
18/6	1538
19/6	907
20/6	554
21/6	1245
22/6	622
23/6	1676
24/6	1059
25/6	792
26/6	1296
27/6	596
28/6	1203
29/6	1982
30/6	1768
1/7	1691
2/7	2728
3/7	2319
4/7	2816
5/7	2407
6/7	2011
7/7	2395
8/7	1598
9/7	2561
10/7	2765
11/7	2852
12/7	2645
13/7	1172
14/7	1461
15/7	1059
16/7	1337
17/7	2208
18/7	700
19/7	708
20/7	1028
21/7	1299

date	int.lum. journ.
22/7	2154
23/7	2739
24/7	1074
25/7	923
26/7	1008
27/7	1894
28/7	2714
29/7	2694
30/7	1923
31/7	1249

Annexe 6. Evolution des intensités lumineuses moyennes par semaine à Saint-Hubert du 1/10/90 au 21/7/91.

