

Sommaire

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | Introduction | 3 |
| 2 | Matériel et Méthode | 5 |
| 2.1 | <i>Zone d'étude et localisation des points de prélèvement</i> | 5 |
| 2.2 | <i>Stratégie d'échantillonnage et estimation des apports</i> | 7 |
| 2.3 | <i>Paramètres étudiés</i> | 9 |
| 2.3.1 | Caractéristiques physico-chimiques des rivières | 9 |
| 2.3.1.1 | Salinité et Température | 9 |
| 2.3.1.2 | Turbidité | 9 |
| 2.3.1.3 | Ammonium | 9 |
| 2.3.1.4 | Nitrate | 10 |
| 2.3.1.5 | Nitrite | 10 |
| 2.3.1.6 | Phosphate | 10 |
| 2.3.1.7 | Silicate | 11 |
| 2.3.1.8 | Matières En Suspension | 11 |
| 2.3.1.9 | Matières Organiques Particulaires | 11 |
| 2.3.1.10 | Chlorophylle <i>a</i> et phéopigments | 12 |
| 2.3.1.11 | Hauteur d'air | 12 |
| 2.3.2 | Estimation des débits | 13 |
| 2.3.2.1 | Jaugeages | 13 |
| 2.3.2.2 | Notion de « Côte Artificielle » | 15 |
| 2.3.2.3 | Débit spécifique | 16 |
| 3 | Résultats | 17 |
| 3.1 | <i>Caractéristiques physico-chimiques (2001-2002)</i> | 17 |
| 3.1.1 | Concentrations | 17 |
| 3.1.2 | Evolution saisonnière des concentrations | 18 |
| 3.1.2.1 | Chlorophylle <i>a</i> et phéopigments | 18 |
| 3.1.2.2 | Turbidité et M.E.S. totales | 19 |
| 3.1.2.3 | Sels nutritifs | 20 |
| 3.1.3 | Comportement et origine des éléments nutritifs | 23 |
| 3.2 | <i>Estimation des débits (2003)</i> | 26 |
| 3.2.1 | Courbes de tarage | 26 |
| 3.2.2 | Comparaison des débits amont et aval | 32 |
| 3.2.3 | Calcul de débits avals à partir de données amonts | 35 |
| 3.2.4 | Estimation des débits 2001-2002 | 38 |
| 3.2.4.1 | Choix de la méthode pour l'estimation des débits | 38 |
| 3.2.4.2 | Débits avals calculés pour l'estimation des apports | 38 |
| 3.3 | <i>Les apports en nutriments au milieu marin</i> | 40 |
| 3.3.1 | Importance relative des débits et concentrations dans le calcul des apports | 40 |
| 3.3.2 | Evolution saisonnière des apports | 41 |

| | | |
|----------|---------------------------------------|-----------|
| 4 | Discussion | 44 |
| 4.1 | <i>Concentrations</i> | 44 |
| 4.2 | <i>Apports au milieu marin</i> | 46 |
| 4.2.1 | Importance de la stratégie avale | 46 |
| 4.2.2 | Les apports, dans le contexte Manche | 47 |
| 4.2.3 | L'importance des « petites rivières » | 48 |
| 5 | Conclusion – Perspectives | 49 |

1 INTRODUCTION

Depuis les années 1960, l'utilisation intensive de fertilisants artificiels en agriculture (engrais minéraux, lisiers), ainsi que l'accroissement des rejets urbains ont augmenté les apports terrigènes en éléments nutritifs au milieu marin.

Ces enrichissements en nitrate (issu principalement du lessivage des terres agricoles), en ammonium et en phosphate (très abondants dans les rejets industriels), sont ainsi responsables de déséquilibres du milieu aquatique, appelé eutrophisation.

L'**eutrophisation** peut également être définie comme un enrichissement du milieu tel qu'il provoque des nuisances pour l'écosystème, et donc pour l'homme. Cette définition privilégie donc les conséquences néfastes de l'enrichissement, c'est à dire la production d'une biomasse algale excessive, voire déséquilibrée au point de vue biodiversité, et d'hypoxie plus ou moins sévère qui résulte de la dégradation de cet excès de matière organique.

Les mécanismes qui conduisent à l'eutrophisation, tant macroalgale que phytoplanctonique, sont :

1/ Un confinement de la masse d'eau dans le cas de lagunes, ou de divers phénomènes hydrodynamiques en mer ouverte (fronts de densité, horizontaux ou verticaux).

2/ Un bon éclaircissement de la suspension algale généralement observé dans les lagunes et eaux littorales peu profondes, claires et bien brassées par le clapot ou la houle.

3/ Des apports de nutriments terrigènes en excès par rapport à la capacité d'évacuation ou de dilution du site. Les apports d'azote sont notamment rendus responsables de la prolifération de la prymnesiophycée *Phaeocystis sp.*. Cette micro-algue, non siliceuse, se développe sur le nitrate en excès restant après épuisement du silicate par le bloom printanier de diatomées (Gentilhomme et al., 1998). En Manche orientale et Mer du Nord, une prolifération régulière est observée sur des durées de plus en plus importantes, de 6 à 7 semaines, entre les mois de mars à juin. Durant cette période, les blooms de *Phaeocystis sp.* présentent plusieurs maximums et se matérialisent par la présence de mousse à la surface de l'eau et sur les plages.

En Manche orientale et Mer du Nord, le régime des marées est de type macrotidal semi diurne (Beck et al., 1991), et suscite des courants alternatifs et parallèles à la côte. Il crée ainsi une bande d'eau côtière, également appelée « **Fleuve Côtier** » (Brylinski et al., 1991), dérivant lentement vers le nord et dont la largeur est de 3 à 5 miles de large (Brylinski et Lagadeuc, 1990). Cette masse d'eau est séparée du large par un front (Brylinski et Lagadeuc, 1990) et son individualité (dessalure, turbidité, richesse en phytoplancton, teneur en polluants) est sans cesse entretenue par les apports fluviaux qui s'échelonnent de la baie de la Seine au Pas-de-Calais (Quithoudt et al., 1987 ; Brylinski et Lagadeuc, 1990 ; Brylinski et al., 1991).

Ainsi, la **nature et l'activité du bassin versant** (géologie et importance du soutien d'étiage par la nappe phréatique, occupation agricole des terres, rejets industriels et urbains, ...) aura une influence sur les variations saisonnières des apports d'azote d'origine agricole et des apports de phosphore, éléments pouvant eux-mêmes influencer l'importance saisonnière de l'eutrophisation marine côtière.

Récemment, les apports fluviaux en nutriments ont fait l'objet de diverses estimations (Chaussepieds et al., 1989 ; Delesmont et al., 1993 ; Carpentier, 1999 ; Prygiel et al., 2000). Toutefois, ces estimations ont été réalisées à partir de données débitométriques de la DIREN. Cet organisme fonctionnant principalement avec une stratégie d'alerte de crues, les données fournies s'appuient sur des stations de mesure de débits situées très à l'intérieur des terres, parfois jusqu'à quelques dizaines de kilomètres.

La présente étude vise à quantifier l'importance des apports continentaux en éléments nutritifs afin d'envisager en conclusion le rôle de ces apports dans le déclenchement, l'extension et la fin du bloom de *Phaeocystis sp.*. Le constat des apports sera effectué avec des estimations de débits pratiquées le plus en aval possible, et avec des données hebdomadaires, ce qui permet de mieux prendre en compte les phénomènes de crues. Les sels dissous habituellement suivis (ammonium, nitrite, nitrate, phosphate et silicate) sont ainsi étudiés, ainsi que la chlorophylle *a*, les phéopigments et les Matières en Suspension.

Ce travail a bénéficié du soutien financier accordé pour la phase 1 du Contrat de plan Etat Région intitulé « Etude et observation de l'écosystème côtier de la Manche orientale : le bloom de *Phaeocystis* et ses effets sur l'écosystème ».

2 MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 ZONE D'ÉTUDE ET LOCALISATION DES POINTS DE PRÉLÈVEMENT

Notre zone d'étude s'étend sur deux entités hydrographiques très différentes, le bassin du Boulonnais et, au sud et l'est de ce bassin, le plateau crayeux de l'Artois (Annexe IV).

De part sa topologie, le **bassin côtier du Boulonnais** constitue une entité hydrographique à part entière et s'individualise nettement des bassins voisins.

Le relief accidenté et les sols à dominante argileuse ont donné lieu à la formation de petits ruisseaux dont le régime s'apparente à celui de torrents. Pendant les fortes pluies, la montée des eaux est brutale et les crues ainsi générées par les trois fleuves côtiers, la Liane, le Wimereux et la Slack provoquent rapidement des inondations sur plusieurs centaines d'hectares. En revanche, lors des périodes sèches, en l'absence de nappes souterraines importantes, les écoulements tarissent fréquemment.

Le **plateau crayeux de l'Artois** constitue l'un des principaux aquifères du nord de la France. La craie est une roche poreuse, mais c'est la perméabilité de fissures qui permet un écoulement important. Ainsi, les sources alimentées par la nappe de craie ont un fort débit (à titre d'exemple, la source de la Somme présente un débit de 300 l.s^{-1}). Les rivières étudiées dans cette zone, la Canche et l'Authie, sont parmi les cours d'eau dont le débit est le plus important dans la région.

Dans les vallées, l'érosion a entaillé les couches supérieures et les alluvions reposent sur des couches moins perméables.

Afin de déterminer l'importance des apports continentaux au milieu marin, un site de prélèvement a été défini pour chacune de ces rivières (Fig. 1 et Tab. I). Les multiples égouts, urbains et industriels, et petits ruisseaux débouchant en mer ne sont pas comptabilisés pour cause d'absence de données analytiques de débits.

Les prélèvements ont été effectués le plus en aval possible, ce qui implique certaines précautions.

Ainsi, aucune mesure de débit (jaugeage) n'a été effectuée au niveau de la Liane en raison de la présence d'une écluse à l'embouchure. De plus, le site de prélèvement physico-chimique de la Canche n'a pas pu être utilisé pour ces jaugeages, un site plus adapté aux jaugeages a donc été choisi un peu plus en amont.

Tab. I : Localisation des points de prélèvement et de jaugeage.

| | Ifremer (aval) | DIREN N/PdC (amont) | Distance entre les sites de jaugeage |
|-----------------|--|--------------------------------|---|
| Authie | Pont de la grande Mollière | Dompierre sur Authie | 22,7 km |
| Canche | Port de plaisance d'Étaples (physico-chimie) Pont de Beuthin (jaugeages) | Brimeux | 9,9 km |
| Liane | Boulogne sur Mer | Wirwigne | 20 km* |
| Slack | Pont du parking des dunes de Slack | Rinxent | 9,3 km |
| Wimereux | Pont de l'église de Wimereux | Wimille | 1,7 km |

* : distance séparant le site physico-chimie Ifremer et le jaugeage DIREN.

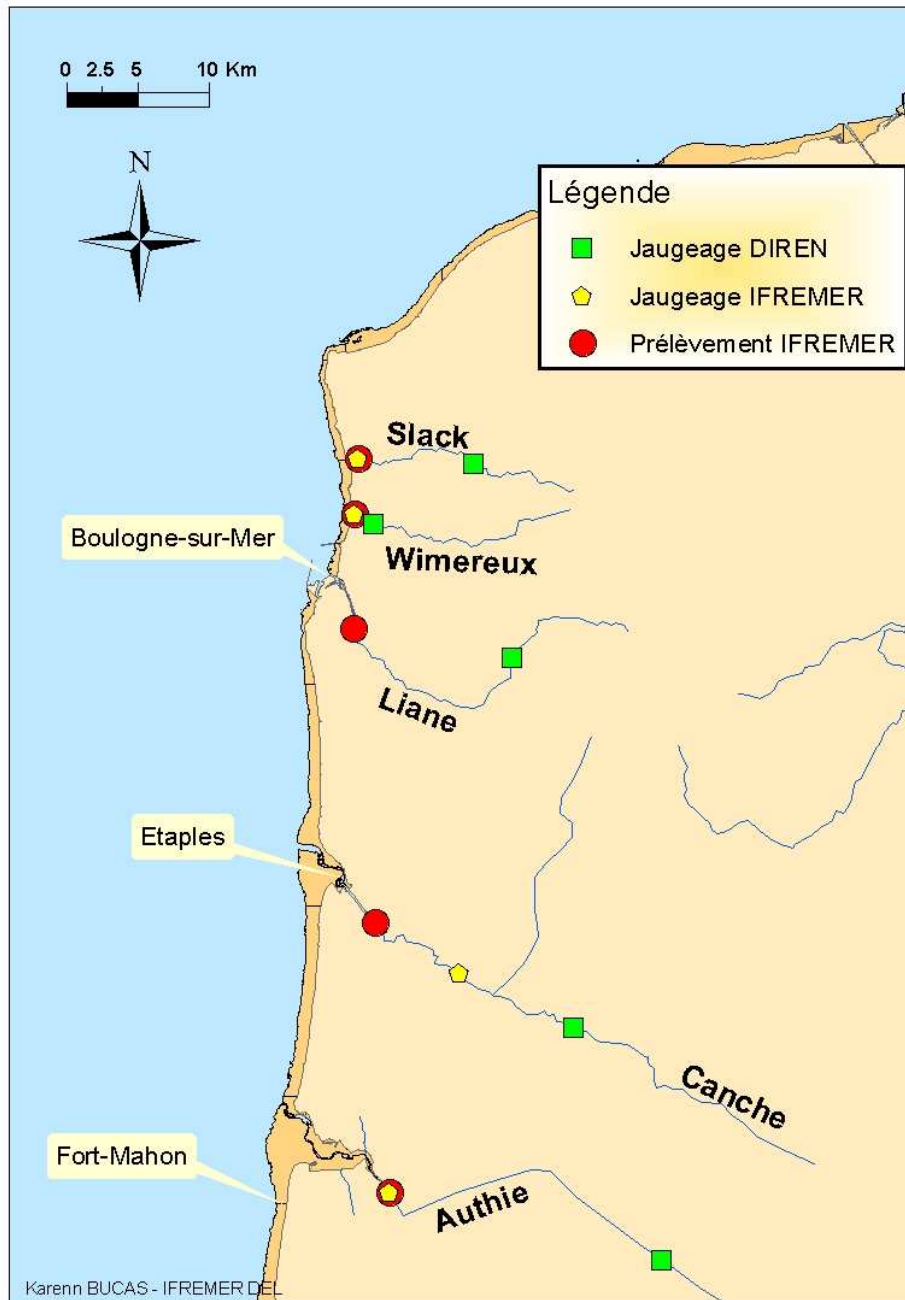


Fig. 1 : Localisation des sites de prélèvement (physico-chimie) et de mesure des débits.

Sur le terrain, toutes les études ont été effectuées dans les deux heures précédant la basse-mer et à salinité nulle ou proche de zéro. Les mesures ont donc été effectuées sur des rivières en écoulement libre, en évitant toute influence des eaux marines.

2.2 STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE ET ESTIMATION DES APPORTS

Afin de calculer des flux en éléments nutritifs, il est nécessaire de connaître deux types d'informations : le débit (Q) et les concentrations (C) en sels nutritifs pour chaque rivière. Le flux, exprimé en $t.an^{-1}$, est alors le produit de ces deux types de données.

$$\text{Flux} = Q \cdot C$$

Pour des raisons pratiques et d'ordre technique, notre étude (Fig. 2) s'est déroulée en deux phases :

- de mars 2001 à juin 2002, des prélèvements d'eau douce et mesures des hauteurs d'eau ont été effectués avec une fréquence hebdomadaire au niveau des cinq rivières. Les concentrations en sels nutritifs, Matières En Suspension (M.E.S.) et chlorophylle ont ensuite été déterminées. La variable Hair (Hauteur d'air) a été acquise simultanément afin de pouvoir calculer les débits instantanés correspondants aux concentrations instantanées (cf. Section 2.3.2.).
- de mars à décembre 2003, des mesures de débits (jaugeages) ont été effectuées en collaboration avec la DIREN Nord/Pas-de-Calais (service Hydrométrie) avec une fréquence bihebdomadaire (détails de la méthode en section 2.3.2.). Ces jaugeages permettent de tracer des courbes de tarage (correspondance entre les hauteurs d'eau et les débits) qui seront utilisées, associées aux hauteurs d'eau acquises sur la période 2001-2002, afin d'estimer les débits.

Etant donné la fréquence d'échantillonnage utilisée, les flux de nutriments sont dans un premier temps calculés en $t.semaine^{-1}$. La somme des flux hebdomadaires donne les flux mensuels en $t.mois^{-1}$. L'étude se déroulant sur 16 mois, le flux annuel correspond à la somme des flux mensuels, avec utilisation de flux mensuels moyens pour les mois de mars à juin.

Dans certains cas, des données (concentrations ou débits) sont manquantes de manière ponctuelle. Les flux mensuels sont alors calculés en pondérant les valeurs extrêmes (très fortes concentrations associées à des débits très élevés, et inversement) afin de limiter l'obtention de valeurs aberrantes.

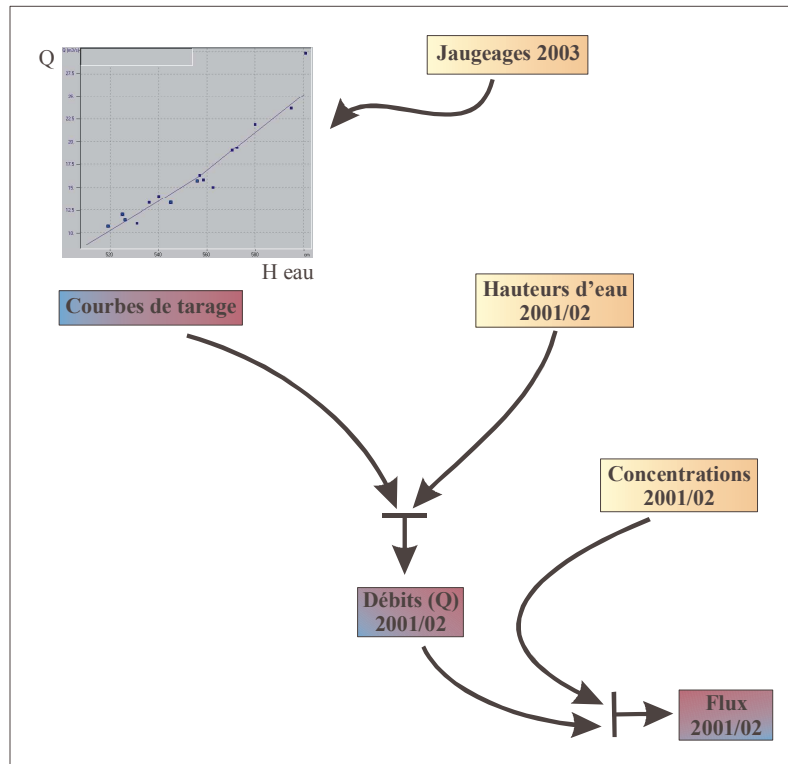


Fig. 2 : Schéma général de la stratégie d'étude.
(en jaune, les données de terrain ; en violet, les résultats)

En raison de la présence d'une écluse gérant le débit de la Liane, aucun jaugeage n'a été effectué sur ce site. Le coefficient correcteur utilisé par l'Agence de l'Eau (1,65) pour estimer des débits aval à partir des débits estimés à Wirwignes sera utilisé pour estimer les apports.

Suite aux jaugeages, il peut être intéressant de vérifier si ces estimations de débits sont comparables à celles fournies par les organismes spécialisés dans ce domaine. Une comparaison sera donc effectuée avec les données de la DIREN Nord/Pas-de-Calais (Service de l'Eau et des Milieux Aquatiques).

2.3 PARAMÈTRES ÉTUDIÉS

2.3.1 Caractéristiques physico-chimiques des rivières

Afin d'estimer les flux en éléments nutritifs, 67 campagnes de mesures ont été effectuées de mars 2001 à juin 2002 (fréquence hebdomadaire) sur les cinq rivières étudiées. Les analyses portaient sur la salinité, température, turbidité, ammonium, nitrate, nitrite, phosphate, silicate, Matières en Suspension, Matières Organiques Dissoutes et Chlorophylle (+ la hauteur d'air mesurée lors des prélèvements).

Les méthodes d'analyses utilisées suivent les procédures décrites dans « Manuel des analyses chimiques en milieu marin » d'Aminot et Chaussepied (1983) et sont effectuées selon la procédure d'assurance de la qualité de l'Ifremer. Pour certains paramètres, une adaptation des protocoles d'analyses s'est avérée nécessaire pour l'eau douce

Les résultats de cette étude (concentrations en M.E.S. et sels nutritifs) seront comparés à ceux de l'Agence de l'Eau Artois Picardie (Anonyme, 2002), dont les prélèvements sont mensuels et ont pour objectif d'évaluer la qualité de l'eau.

2.3.1.1 Salinité et Température

La mesure de la salinité se fait par sonde conductimétrique (possédant quatre électrodes) à sonde de température intégrée.

Le résultat concernant la salinité est exprimé en Practical Salinity Unit (P.S.U.). L'UNESCO recommande l'utilisation de l'échelle de salinité comme un rapport sans préciser de dimension ou d'unité (Anonyme, 1985). La plage de mesure se situe entre 0,0 et 42,0 avec une précision de $\pm 0,1$ entre 5 et 25°C.

En ce qui concerne la température, les résultats sont exprimés en degrés Celsius (°C). La plage de mesure est comprise entre -5,0 et 99,9°C avec une précision de $\pm 0,1$ °C.

2.3.1.2 Turbidité

La turbidité est déterminée par néphélométrie en mesurant le rapport lumière dispersée / lumière transmise. L'unité de mesure est le Nephelometric Turbidity Unit (N.T.U.). La gamme de mesures est de 0 à 4000 N.T.U. avec une précision de $\pm 5\%$.

2.3.1.3 Ammonium

La quantité d'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) est déterminée par la méthode colorimétrique de Koroleff (1969) modifiée par Grasshoff & Johannsen (1972).

Après addition d'acide dichloroisocyanurique en milieu basique, il y a réaction avec l'ammoniac qui forme alors une monochloramine. L'excès de cet acide réagit avec le phénol pour former du bleu d'indophénol (la réaction est accélérée par la présence de nitroprussiate). Ce composé coloré bleu possède un maximum d'absorbance à 630 nm.

La mesure de concentration est effectuée par lecture au spectrophotomètre avec une relation Densité Optique (DO) / concentration selon une courbe de calibration réalisée à chaque série de mesures.

La gamme de mesure est de 0 - 20 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (précision $\pm 0,01 \mu\text{mol.l}^{-1}$) avec un seuil de détection de 0,15 $\mu\text{mol.l}^{-1}$.

2.3.1.4 Nitrate

Après réduction des ions nitrates (NO_3^-) en ions nitrites (NO_2^-) par passage sur une colonne au cadmium (Grasshoff, 1967), la méthode appliquée est celle de Bendschneider & Robinson (1952).

Les ions nitrites forment un complexe diazoïque avec la sulfanilamide en milieu acide. Ce complexe réagit avec le N-naphtyl éthylène diamine pour former un complexe coloré rose ayant un maximum d'absorbance à 543 nm. La mesure de concentration se fait par lecture au spectrophotomètre avec une relation Densité Optique (DO) / concentration selon une courbe de calibration réalisée à chaque série de mesures.

La gamme de mesure habituelle des nitrates est de 0 - 60 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (précision $\pm 0,01 \mu\text{mol.l}^{-1}$) avec un seuil de détection de 0,3 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. Une nouvelle gamme a été réalisée dans certains cas pour des concentrations nettement supérieures.

2.3.1.5 Nitrite

Le dosage des nitrites (NO_2^-) est effectué selon la méthode colorimétrique de Bendschneider & Robinson (1952).

Les ions nitrites forment un complexe diazoïque avec la sulfanilamide en milieu acide. Ce complexe réagit avec le N-naphtyl éthylène diamine pour former un complexe coloré rose ayant un maximum d'absorbance à 543 nm. La mesure de concentration se fait par lecture au spectrophotomètre avec une relation Densité Optique (DO) / concentration selon une courbe de calibration réalisée à chaque série de mesures.

La gamme de mesure des nitrites est de 0 - 5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (précision $\pm 0,01 \mu\text{mol.l}^{-1}$) avec un seuil de détection de 0,05 $\mu\text{mol.l}^{-1}$.

2.3.1.6 Phosphate

Le dosage du phosphate (PO_4^{3-}) est effectué selon la méthode de Murphy & Riley (1962). Il permet de déterminer la quantité d'ions orthophosphates dissous dans l'eau de mer.

Les ions phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium, en présence d'antimoine, pour former un complexe que l'on réduit par ajout d'acide ascorbique. Cette forme réduite, de coloration bleue, a un maximum d'absorbance à 880 nm.

La mesure de concentration se fait par lecture au spectrophotomètre avec une relation Densité Optique (DO) / concentration selon une courbe de calibration réalisée à chaque série de mesures.

La gamme de mesure des nitrates est de 0 - 5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (précision $\pm 0,01 \mu\text{mol.l}^{-1}$) avec un seuil de détection de 0,05 $\mu\text{mol.l}^{-1}$.

2.3.1.7 Silicate

Les silicates (Si(OH)_4) sont dosés par colorimétrie selon la méthode de Mullin & Riley (1955) adaptée par Strickland & Parsons (1972).

Ce dosage permet de déterminer le silicium dissous réactif qui forme, avec le molybdate d'ammonium, un complexe silicomolibdique. Ce complexe est ensuite réduit et il prend une coloration bleue, son maximum d'absorbance se situe alors à 810 nm.

La mesure de concentration se fait par lecture au spectrophotomètre avec une relation Densité Optique (DO) / concentration selon une courbe de calibration réalisée à chaque série de mesures.

La gamme de mesure des nitrates est de 0 - 30 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (précision $\pm 0,01 \mu\text{mol.l}^{-1}$) avec un seuil de détection de 0,03 $\mu\text{mol.l}^{-1}$.

2.3.1.8 Matières En Suspension

La filtration de l'échantillon sur une membrane filtrante (filtre Whatman GF/C de 0,45 μm) permet de récupérer l'ensemble des matières vivantes ou mortes de taille supérieure à 0,45 μm contenues dans l'échantillon.

Par séchage à l'étuve (70°C) de la matière totale pendant 2 heures, puis par différence de pesée (avant et après le séchage), le poids sec de la matière totale est déterminée.

Les Matières En Suspension (M.E.S.) sont exprimées en mg.l^{-1} .

$$\text{M.E.S.} = (P_{70} - P_{vi}) / v$$

P_{vi} : poids filtre avant filtration

P_{70} : poids filtre après filtration puis séchage

V : volume d'eau filtrée

2.3.1.9 Matières Organiques Particulaires

Le filtre préalablement traité pour la détermination des quantités de M.E.S. est mis au four à moufle (450°C) pendant 1 heure.

Le résultat de différence de pesée avant / après passage au four permet l'estimation de la Matière Minérale (M.M.) dans l'échantillon. La quantité de M.O.P. est représentée par la différence entre les M.E.S. et M.M.

Les Matières Organiques Particulaires (M.O.P.) sont exprimées en mg.l^{-1} .

$$\text{M.M.} = (P_{450} - P_{vi}) / v$$

P_{vi} : poids filtre avant filtration

P_{450} : poids filtre après filtration puis séchage

V : volume d'eau filtrée

$$\text{M.O.P.} = \text{M.E.S.} - \text{M.M.}$$

2.3.1.10 Chlorophylle *a* et phéopigments

La méthode de Lorenzen (1967) est appliquée pour définir les concentrations en chlorophylle *a* et en phéopigments qui sont respectivement des indicateurs de la biomasse et de la qualité phytoplanctonique.

Par filtration sur membrane (filtre Whatman GF/C de 47 mm), le matériel particulaire est concentré. Les pigments sont ensuite extraits dans un solvant (acétone à 90%). Après centrifugation de 20 minutes à 6000 tr.mn⁻¹, l'absorbance du surnageant est mesurée par spectrophotométrie à 665 et 750 nm, ce qui permet d'obtenir le taux de chlorophylle *a* (son pic d'absorbance se situe à 665 nm).

Le surnageant est acidifié (par de l'acide chlorhydrique) et la quantité de phéopigments est alors déterminée en mesurant l'absorbance aux mêmes longueurs d'onde.

Les concentrations des deux paramètres sont exprimées en µg.l⁻¹ (précision ± 0,01). Les seuils de détection sont respectivement de 0,04 µg.l⁻¹ et de 0,02 µg.l⁻¹ pour la chlorophylle *a* et les phéopigments.

Dans ce document, le taux de phéopigments est exprimé en pourcentage de chlorophylle active.

2.3.1.11 Hauteur d'air

Pour diverses raisons techniques, les analyses physico-chimiques et les estimations de débits n'ont pas été effectuées en même temps. Les prélèvements étant effectués à partir d'un pont, la hauteur d'air est la distance séparant le haut de ce pont et la surface de l'eau. Cette distance est utilisée afin d'estimer les débits observés lors des prélèvements.

Des hauteurs totales (du pont au fond du cours d'eau) et hauteurs d'eau ont été mesurées tous les mois afin de vérifier que le fond de la rivière était bien stable.

2.3.2 Estimation des débits

2.3.2.1 Jaugeages

Il n'existe pas de méthode universelle pour la mesure du débit d'un cours d'eau, et le choix d'une méthode est conditionné par divers facteurs :

- configuration du site et conditions d'écoulement,
- matériel de mesure et temps disponible,
- nombre de personnes pouvant participer au projet,
- précision souhaitée.

Dans le cadre de notre étude, les **jaugeages** (ensemble des opérations, mesures et calculs destinés à déterminer le débit d'un cours d'eau) ont été effectués par exploration du champ de vitesse. Cette **méthode**, dite **cinématique**, consiste à déterminer la vitesse de l'écoulement en différents points de la section, tout en mesurant la surface de la section mouillée (Forray, 1998).

L'écoulement n'étant jamais uniforme dans une section transversale d'un cours d'eau, le champ de vitesse est alors exploré à l'aide d'un moulinet hélicoïdal le long de verticales réparties sur la largeur du cours d'eau (Fig. 3 et 4). Fixé à une perche graduée, le moulinet (modèle OTT C20) mesure des débits instantanés allant de $0,03$ à $2,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (précision : 1 % de la valeur mesurée).

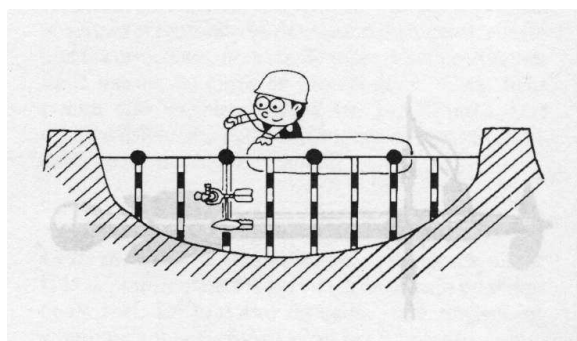


Fig. 3 : Le jaugeage par exploration du champ de vitesse.

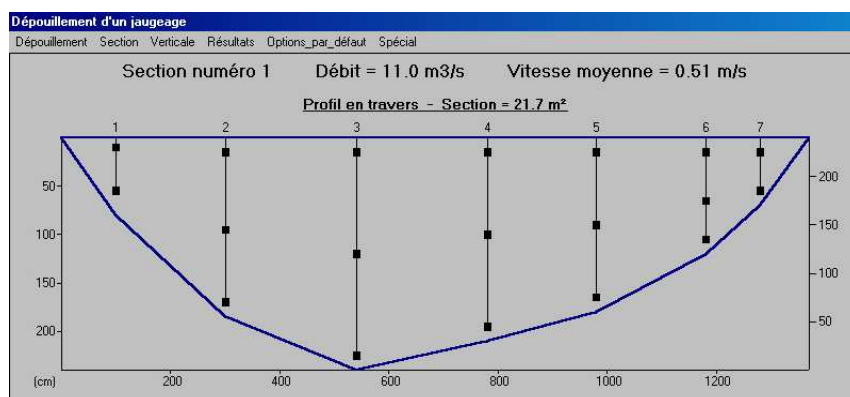


Fig. 4 : Répartition des points de mesures du champ de vitesses sur une section transversale d'un cours d'eau.

Le débit d'un cours d'eau est calculé en multipliant la surface mouillée par la vitesse moyenne d'écoulement.

A partir des largeurs de section mouillée et du nombre de tours effectués par le moulinet en chaque point de mesure du champs de vitesse, le logiciel BAREME (de la DIREN Rhône-Alpes, Service de l'Eau et des Milieux Aquatiques) nous permet d'obtenir différentes informations :

- La vitesse moyenne d'écoulement ($m.s^{-1}$) et le débit instantané (Q_j en $m^3.s^{-1}$) mesurés lors de chaque jaugeage.
- Les courbes de tarage, correspondance entre les débits et les hauteurs d'eau, construites pour chaque rivière (Fig. 5). Une courbe de tarage n'est que très rarement modélisable, le logiciel BAREME fournit donc un barème de tarage destiné à l'estimation de débits à partir des hauteurs d'eau.

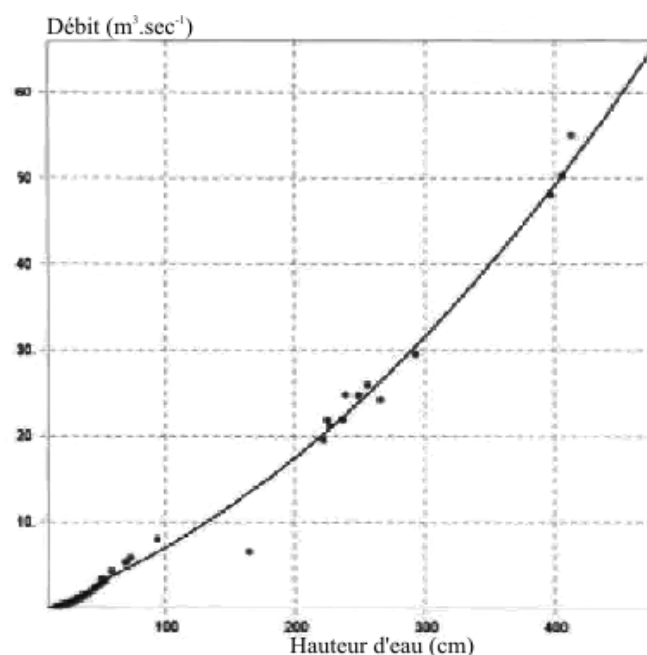


Fig. 5 : Courbe de tarage de la Liane à Wirwignes (source : DIREN)

- Différents critères permettant d'avoir une approche critique sur les courbes de tarage.

→ La dispersion des jaugeages

Lors des jaugeages, il peut arriver que certains facteurs puissent perturber la mesure. Les mesures ponctuelles de débits peuvent donc s'écarter de la courbe de tarage idéale, on parle alors de **détarage**. Ce type de perturbation des mesures peut avoir différentes origines (vent, obstructions du cours d'eau par des branchages, etc ...) et est fréquemment observé durant les périodes de prolifération des végétaux aquatiques.

La dispersion des jaugeages est l'étude du rapport $(Q_j - Q_c) / Q_c$ pour une hauteur d'eau donnée (Q_j étant le débit instantané mesuré sur le terrain, et Q_c le débit obtenu à l'aide de la courbe de tarage). Elle sert à vérifier le juste tracé de la courbe dans la plage jaugée et met en évidence les détarages éventuels.

Elle est représentée sous forme de deux graphiques : le premier présente cette dispersion en fonction de la hauteur d'eau, et le second la représente en fonction du temps. Sur le premier graphique, une courbe bien tracée passe par le milieu du nuage de points

représentant les jaugeages. Le classement par date du second graphique permet ensuite d'identifier les détarages éventuels.

→ La sensibilité de la station

La sensibilité est davantage une critique de la section de mesure que du tracé de la courbe de tarage. Elle permet d'estimer quelle incertitude pèse sur les débits annoncés.

A titre d'exemple, si pour hauteur d'eau donnée, la sensibilité est de 10 %, alors une erreur de 1 cm dans la mesure de la hauteur d'eau génère une erreur de 10 % dans l'estimation du débit.

Tab. II : Seuils de sensibilité permettant de qualifier une station de mesure (Forray et al., 1998)

| | Peu sensible | Moyennement sensible | Sensible |
|----------------------|--------------|----------------------|----------|
| Basses eaux | 40 % | | 20 % |
| Moyennes eaux | 10 % | | 5 % |
| Hautes eaux | 4 % | | 2 % |

De plus, le logiciel BAREME permet d'adapter au mieux le tracé des courbes de tarage à partir des données de terrain en affectant un poids à certaines mesures en fonction de diverses informations : biais lié à la méthode de jaugeage (changement de matériel), envasement du site, météorologie très défavorable, etc...

Le logiciel calcule alors de nouvelles courbes de tarage en minimisant les critères du type dispersion des jaugeages et sensibilité de la station.

2.3.2.2 Notion de « Côte Artificielle »

Afin de construire des courbes de tarage, il est nécessaire d'utiliser des hauteurs d'eau. A moins de disposer d'une échelle limnimétrique* implantée sur le bord du cours d'eau, la mesure de la hauteur d'eau est généralement très imprécise.

Pour des raisons pratiques, et afin de maximiser la précision de la mesure, des hauteurs d'air, et non des hauteurs d'eau, ont été mesurées lors de nos diverses manipulations. Ces hauteurs d'air correspondent à la distance séparant le haut du pont de prélèvement (bord supérieur de la casquette du pont) et la surface de l'eau.

Une référence arbitraire (selon les rivières étudiées, $H_{\text{totale arbitraire}}$ est généralement fixée à 10 mètres) est donc introduite :

$$\Rightarrow H_{\text{eau}} = H_{\text{totale arbitraire}} - H_{\text{air}}$$

Cette hauteur d'eau calculée, également appelée « **côte artificielle** » (Fig. 6), a uniquement pour but de créer des courbes de tarage présentant des pentes croissantes : en partant du principe que si la hauteur d'eau augmente, alors le débit augmente, la figure 7b, présentant des côtes artificielles, est plus facile à interpréter que la figure 7a.

* : Une échelle limnimétrique est une plaque graduée (mire) qui permet de lire une hauteur d'eau. Le zéro de l'échelle limnimétrique doit être placé au-dessous des plus basses eaux possibles dans les conditions de creusement maximum du lit dans la section de contrôle, et ce pour ne pas avoir de cotes négatives.

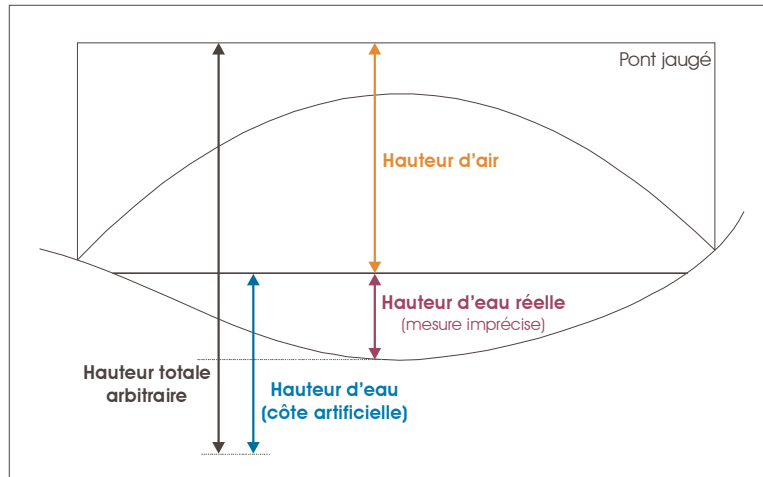


Fig. 6 : Différentes mesures utilisées pour le calcul de la hauteur d'eau.

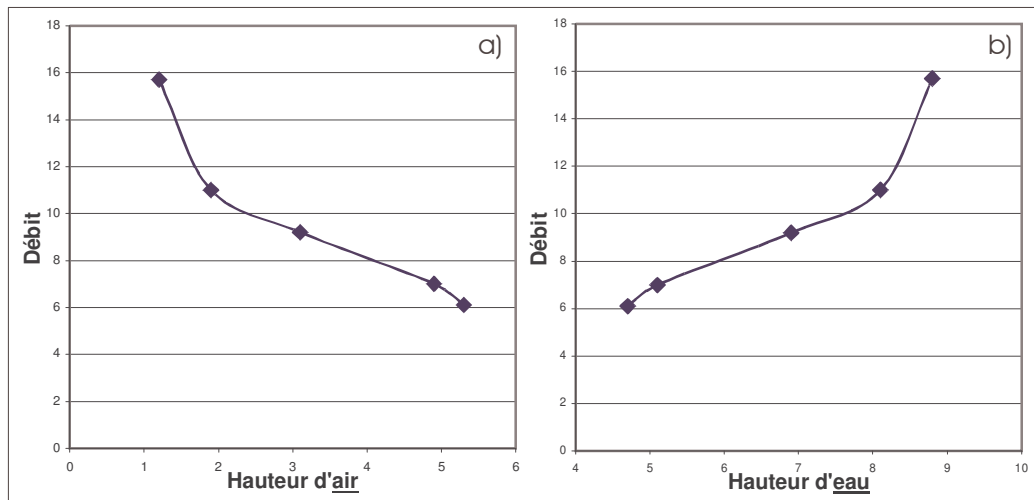


Fig. 7 : Utilisation des hauteur d'air et hauteur d'eau (côte artificielle) pour le tracé des courbes de tarage.

2.3.2.3 Débit spécifique

Afin de pouvoir comparer des rivières de débits très différents, la notion de débit spécifique est utilisé :

$$q = Q / A$$

A est la superficie du bassin versant, Q est le débit, et le débit spécifique q est exprimé en $l.s^{-1}.km^2$ (Meybeck, 1985).

La superficie des bassins versant de la zone d'étude a été estimée à l'aide du Système d'Information Géographique Arcview (Tab. IV – p. 23).

3 RÉSULTATS

3.1 CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES (2001-2002)

3.1.1 Concentrations

Le tableau III présente les concentrations moyennes annuelles des différents paramètres analysés lors de cette étude.

Pour la majorité des sels nutritifs, l'ensemble des cours d'eau présente des concentrations assez élevées ($\text{NH}_4^+ > 10 \mu\text{mol.l}^{-1}$; $\text{NO}_3^- > 250 \mu\text{mol.l}^{-1}$; P.I.D. $> 2 \mu\text{mol.l}^{-1}$) typiques de cours d'eau pollués (Meybeck et al., 1982, cité par Locquet et al. 2000).

Globalement, les concentrations les plus élevées sont présentes au niveau des rivières à faibles débits : la Liane, la Slack, et le Wimereux. C'est le cas pour les M.E.S. totales et la turbidité, pour l'ammonium, les nitrites et les phosphates.

Pour les nitrates (qui représentent au minimum 78 % de l'Azote Inorganique Dissous de chaque rivière) et les silicates, les écarts de concentrations entre rivières sont plus faibles, et les concentrations les plus élevées sont observées au niveau de l'Authie et de la Canche.

Tab. III : Moyennes annuelles des différents paramètres étudiés en 2001-2002, avec n le nombre de mesures effectuées.

(bleu < 10 % du paramètre total mesuré pour les 5 rivières ; jaune > 30 % ; rouge > 40 %)

| | | Authie | (n) | Canche | (n) | Liane | (n) | Slack | (n) | Wimereux | (n) |
|------------------------------------|------------------------|--------|------|--------|------|-------|------|-------|------|----------|------|
| Chlorophylle a | | 3,0 | (67) | 3,0 | (67) | 3,2 | (67) | 3,6 | (67) | 4,9 | (66) |
| | $\mu\text{g.l}^{-1}$ | | | | | | | | | | |
| Phéopigment | | 4,1 | (67) | 4,2 | (66) | 6,5 | (67) | 5,5 | (67) | 9,5 | (66) |
| Turbidité | N.T.U. | 24,3 | (67) | 30,5 | (67) | 54,7 | (67) | 55,2 | (66) | 73,8 | (67) |
| M.E.S. tot. | mg.l^{-1} | 73,9 | (67) | 87,0 | (67) | 99,4 | (67) | 106,7 | (66) | 122,4 | (67) |
| NH₄⁺ | | 5,8 | (67) | 8,3 | (67) | 38,4 | (67) | 17,7 | (67) | 55,7 | (67) |
| NO₂⁻ | | 2,0 | (67) | 2,3 | (67) | 7,5 | (67) | 5,2 | (67) | 4,0 | (67) |
| NO₃⁻ | $\mu\text{mol.l}^{-1}$ | 373,2 | (67) | 381,3 | (67) | 250,8 | (67) | 309,6 | (67) | 212,7 | (67) |
| PO₄³⁻ | | 0,6 | (67) | 0,9 | (67) | 3,4 | (67) | 2,0 | (67) | 6,7 | (67) |
| SiOH | | 147,8 | (67) | 141,2 | (67) | 108,7 | (66) | 91,6 | (67) | 106,2 | (67) |

3.1.2 Evolution saisonnière des concentrations

Sur les figures qui vont suivre, deux groupes ont été constitués : les rivières du Boulonnais (Liane, Slack et Wimereux), et les rivières du Marquenterre (Authie et Canche). A l'intérieur de chaque groupe, les concentrations moyennes annuelles sont proches (Tab. III) et l'évolution saisonnière des concentrations est similaire.

3.1.2.1 Chlorophylle *a* et phéopigments

Pour l'Authie et la Canche, les variations mensuelles sont de très faible amplitude : les concentrations varient de 1,4 à 4,5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ pour la chlorophylle *a* (Fig. 8), et de 2,1 à 5,5 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ pour les phéopigments.

Ces teneurs sont minimales de novembre à janvier, puis restent constantes le reste de l'année (une petite baisse des concentrations est observée en mai et juin pour la chlorophylle *a*).

Concernant la chlorophylle active (Fig. 9), les pourcentages sont à leur maximum en mars-avril et août-septembre, alors qu'une chute de ce pourcentage est constatée à la fin du printemps et en hiver.

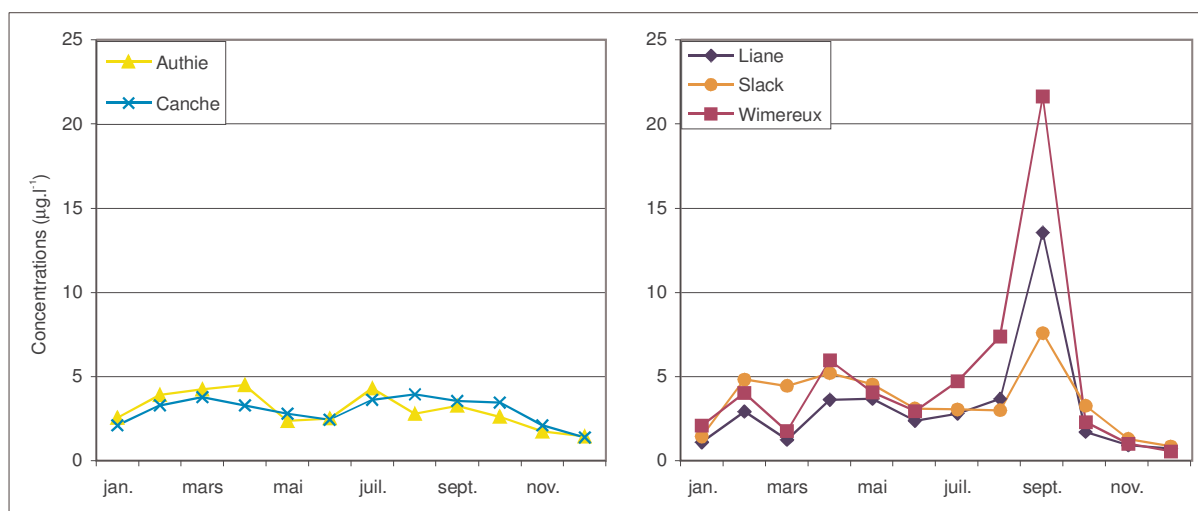


Fig. 8 : Evolution des concentrations de chlorophylle *a* (moyennes mensuelles).

Pour les rivières du Boulonnais, une baisse hivernale des concentrations est également présente. En automne et en été, les teneurs en chlorophylle *a* et phéopigments sont relativement constantes, mais de très fortes valeurs sont observées en septembre. Ce pic est toutefois d'une importance variable en fonction des rivières considérées (Fig. 8) :

très important pour le Wimereux avec des concentrations pouvant atteindre 21,6 et 54,4 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ pour la Chlorophylle *a* et les phéopigments, il est plus réduit pour la Liane (13,5 et 28,9 $\mu\text{mol.l}^{-1}$) et peu important pour la Slack (7,6 et 12,8 $\mu\text{mol.l}^{-1}$).

Au niveau du pourcentage de chlorophylle active (Fig. 9), le cycle observé pour l'Authie et la Canche est également présent pour les rivières du Boulonnais. Le pic printanier est toutefois peu marqué pour la Liane.

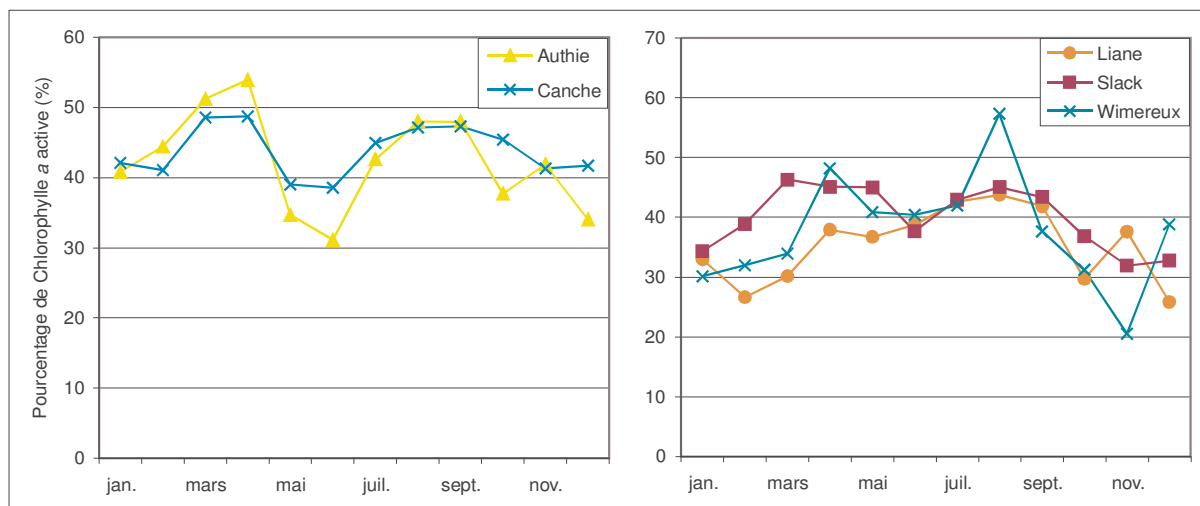


Fig. 9 : Evolution du pourcentage de chlorophylle *a* active (moyennes mensuelles).

3.1.2.2 Turbidité et M.E.S. totales

Au niveau de l'Authie et de la Canche, les variations saisonnières sont très faibles pour ces deux paramètres (Fig. 10 et 11). Des maxima sont observés en février-mars (turbidité de 86,2 N.T.U. et concentration en M.E.S. à 218,5 mg.l⁻¹ pour la Canche) puis restent stables durant le reste de l'année.

Au niveau du Boulonnais, des pics très importants sont observés (maxima : 346 N.T.U. pour la turbidité au niveau de la Slack, et 741 mg.l⁻¹ de M.E.S. totales pour le Wimereux). Un pic est observé en février pour chaque rivière, alors qu'en septembre, le pic est important pour le Wimereux, plus réduit pour la Liane, et de faible importance pour la Slack. Les valeurs minimales (turbidité de 4 à 15 N.T.U. et M.E.S. de 6,8 à 20 mg.l⁻¹) sont observées de mai à août.

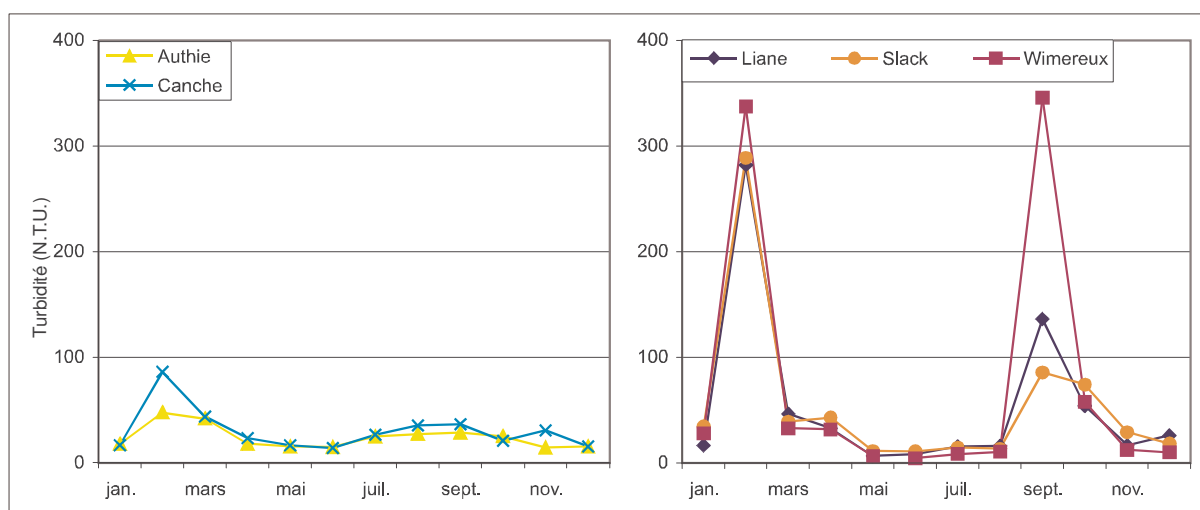


Fig. 10 : Evolution de la turbidité (moyennes mensuelles).

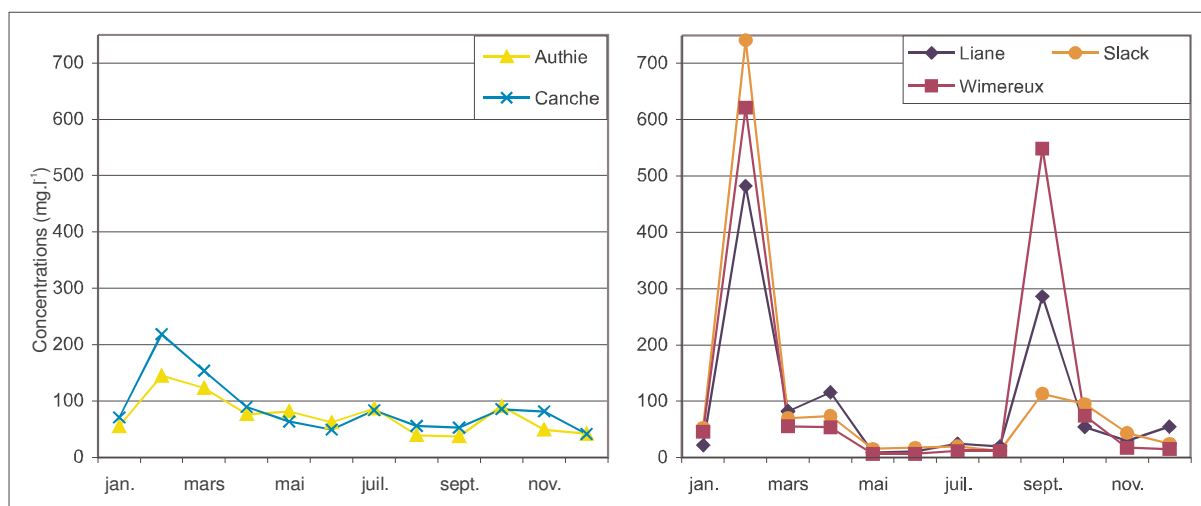


Fig. 11 : Evolution des concentrations en M.E.S. totales (moyennes mensuelles).

3.1.2.3 Sels nutritifs

Pour l'**ammonium**, les rivières du Marquenterre présentent des concentrations très basses et relativement constantes tout au long de l'année (maximum à 12,2 $\mu\text{mol.l}^{-1}$).

Au niveau du Boulonnais, les teneurs sont plus élevées (Fig. 12). Les concentrations de la Slack sont assez stables, ce qui est très différent de ce qui est observé pour la Liane et le Wimereux.

Un pic très important est observé de juin à août pour le Wimereux (maximum à 163,3 $\mu\text{mol.l}^{-1}$). Ce pic, très étalé, est également observé pour la Liane, mais avec une plus faible intensité (maximum à 67,7 $\mu\text{mol.l}^{-1}$). Pour cette rivière, un second pic de faible intensité est observé en février (52 $\mu\text{mol.l}^{-1}$).

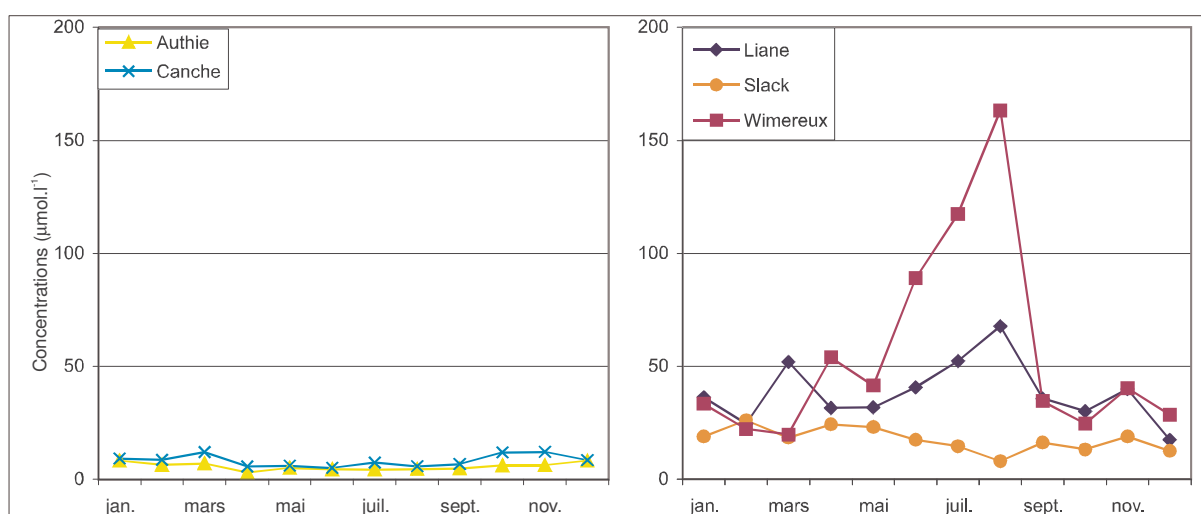


Fig. 12 : Evolution des concentrations en ammonium (moyennes mensuelles).

Les **nitrites** (Fig. 13) présentent le même type de courbe que l'ammonium : de faibles valeurs toute l'année pour l'Authie et la Canche (maximum à $3,1 \mu\text{mol.l}^{-1}$), et de très fortes valeurs en été au niveau du Boulonnais (maximum à $18,2 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour la Slack). La différence avec le sel précédent vient du fait que ce pic estival observé pour les rivières du Boulonnais, qui débute en mars et se termine en octobre, est partagé par les trois rivières de la zone d'étude, et les plus fortes valeurs sont observées au niveau de la Liane.

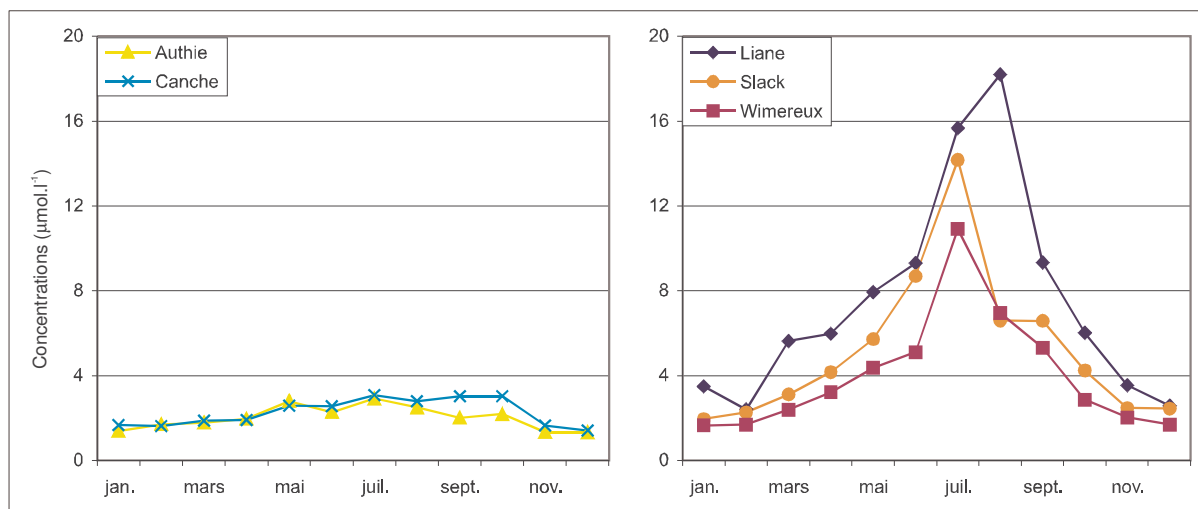


Fig. 13 : Evolution des concentrations en nitrite (moyennes mensuelles).

Comme pour les sels précédents, aucune tendance ne peut être dégagée de l'évolution saisonnière des **nitrites**. Les concentrations y sont par contre très élevées (de 337 à 411 $\mu\text{mol.l}^{-1}$).

Au niveau du Boulonnais, les concentrations les plus faibles sont observées en février (minimum à $137,4 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour le Wimereux). Les concentrations augmentent en mars et avril, puis leur évolution est très variable en fonction de la rivière considérée : un pic est remarquable en juillet pour la Liane et le Wimereux, alors que la Slack se distingue par une concentration plus faible en octobre.

En ce qui concerne les **phosphates** (Fig. 15), la relative constance des concentrations au niveau de l'Authie et de la Canche est encore observée avec un maximum à $1,7 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Au niveau du Boulonnais, les valeurs minimales sont observées durant la période hivernale. Une augmentation des teneurs en phosphates a lieu en février-mars. Après une légère baisse des concentrations au printemps, les maxima sont observés en été. Ces valeurs maximales atteignent $3,9 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour la Slack, $7,5 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour la Liane, et surtout $20,7 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour le Wimereux.

Le cas de la **silice** (Fig. 16) est différent des précédents : les teneurs de l'Authie et de la Canche atteignent des valeurs maximales de juillet à janvier ($184 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour l'Authie) alors qu'une forte diminution de ces concentrations a lieu de février à avril. Une évolution similaire est observée pour les rivières du Boulonnais, mais avec des teneurs légèrement moins élevées (maximum de $149 \mu\text{mol.l}^{-1}$ pour le Wimereux).

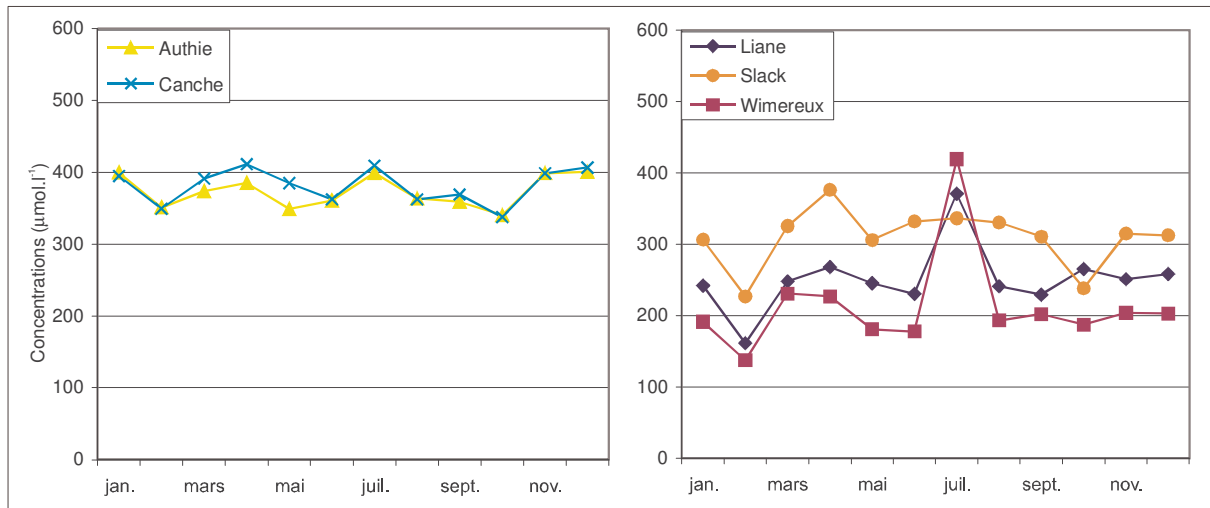


Fig. 14 : Evolution des concentrations en nitrate (moyennes mensuelles).

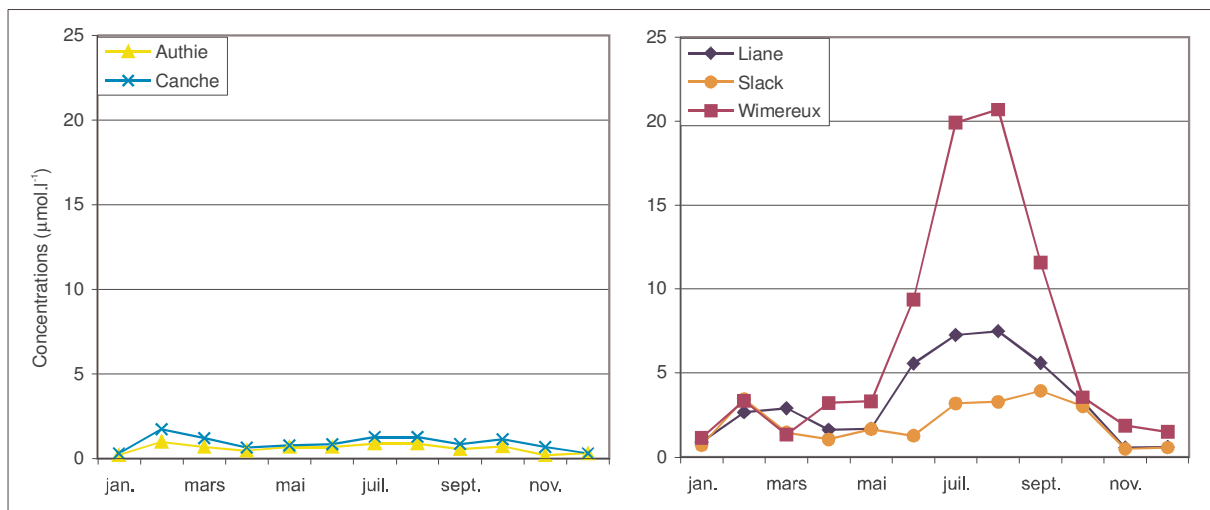


Fig. 15 : Evolution des concentrations en phosphate (moyennes mensuelles).

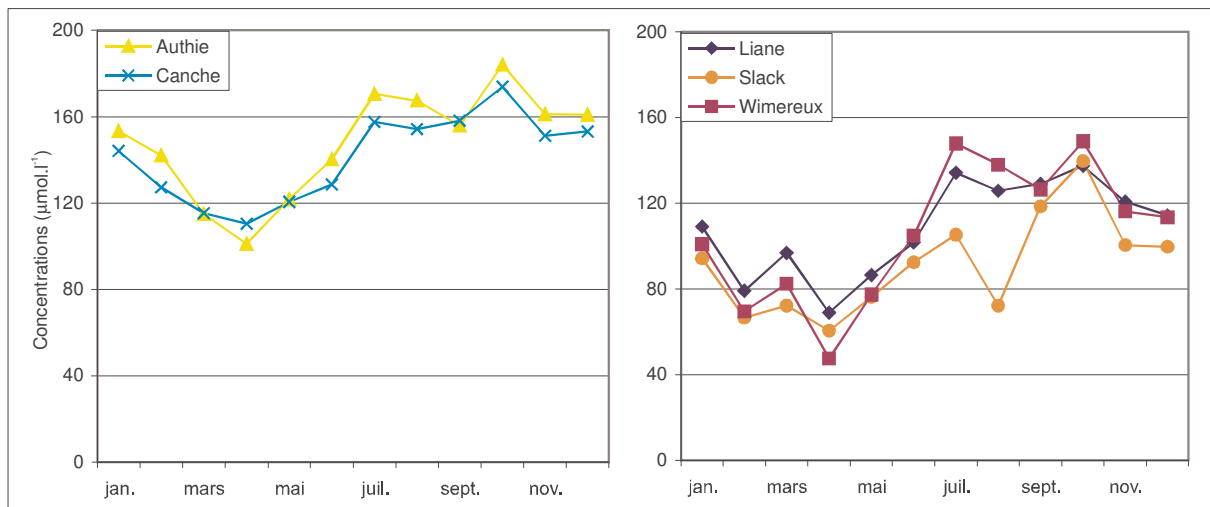


Fig. 16 : Evolution des concentrations en silice (moyennes mensuelles).

3.1.3 Comportement et origine des éléments nutritifs

Il est bien connu que dans de nombreux cas, les concentrations en éléments dissous et particulaires mesurés dans les eaux courantes sont avant tout fonction du débit des cours d'eau. La forme de cette relation concentration / débit (Fig. 17) reflète l'origine et le comportement de ces éléments (Meybeck, 1985 ; Pourriot et Meybeck, 1995).

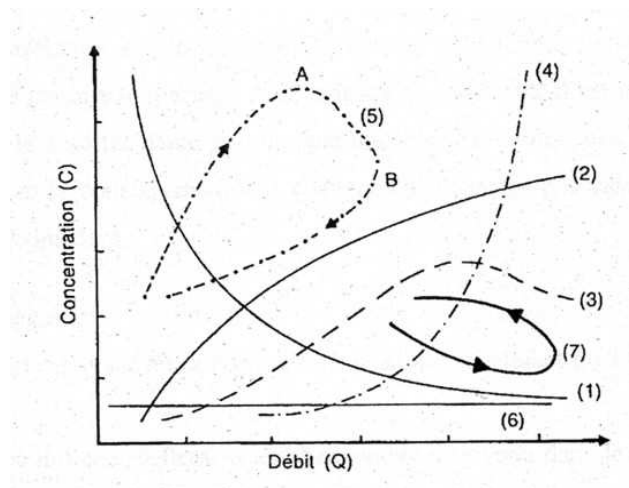


Fig. 17 : Types de relations concentration / débit
 (1) dilution exponentielle. (6) apports atmosphériques.
 (2) et (3) lessivage des sols. (7) cycle de dilution.
 (4) et (5) MES. (D'après Pourriot et Meybeck, 1995)

Les figures 18 et 19 représentent donc l'évolution de différents paramètres (azote, phosphore, silice et M.E.S. totales) en fonction du débit spécifique des rivières. Les superficies de bassins versants calculées sont indiquées dans le tableau IV.

Tab. IV : Superficie des Bassins Versants (km²).

| Canche | Authie | Liane | Slack | Wimereux |
|---------|---------|--------|--------|----------|
| 1406,73 | 1159,41 | 465,09 | 156,72 | 83,19 |

Concernant les **N.I.P.** et **P.I.D.** (Fig. 18), les mêmes schémas sont observés :

- Dans le cas du Wimereux et de la Liane, nous obtenons une chute exponentielle de la relation, ce qui correspond à un schéma de dilution classique pour la majorité des ions.
- Pour l'Authie et la Canche, la relation est toute différente puisque la concentration ne varie pratiquement pas en fonction du débit, ce qui correspond, soit à des apports atmosphériques, soit à des systèmes karstiques où les apports souterrains dominent.

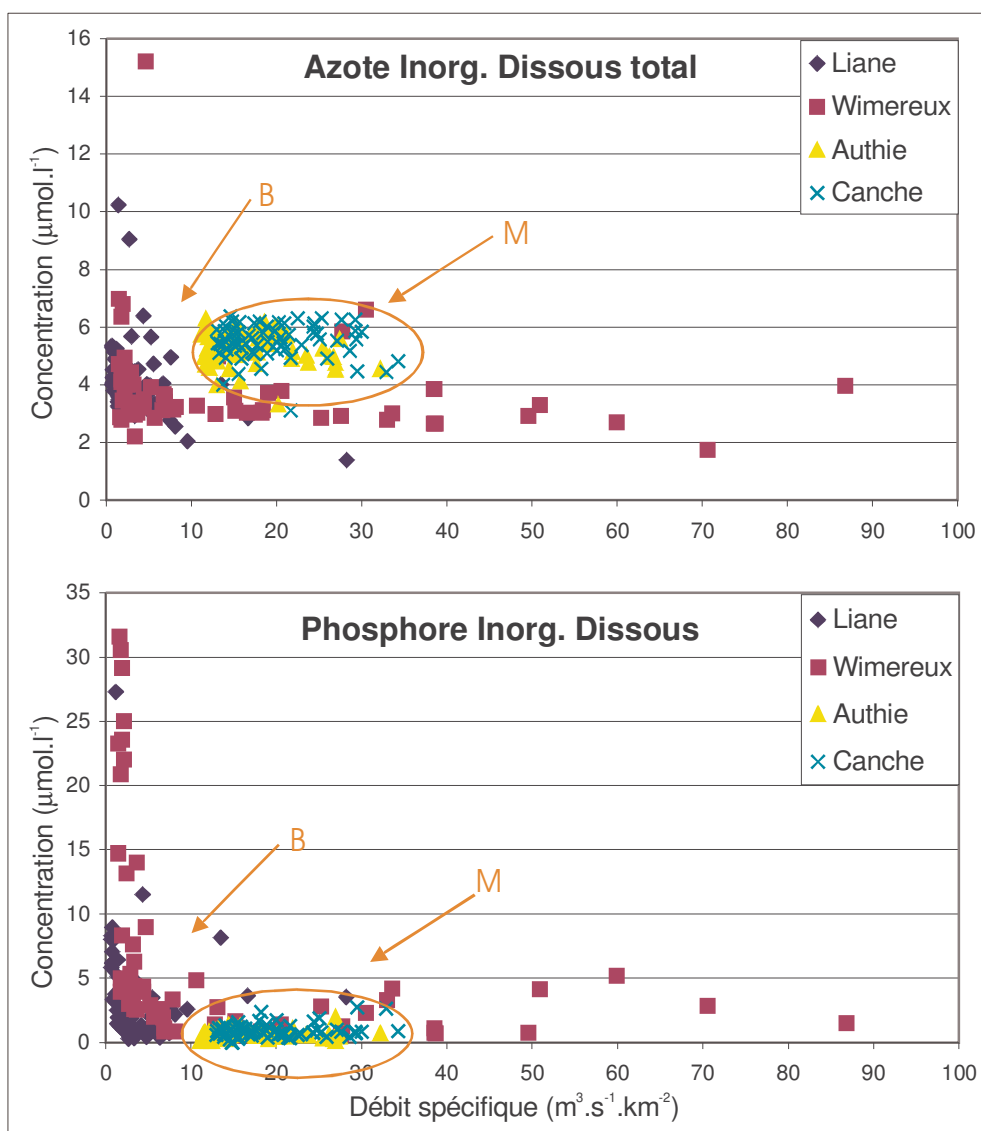


Fig. 18 : Concentration de l'Azote Inorganique Dissous et du Phosphore Inorganique Dissous en fonction du débit.
 B → rivières du Boulonnais ; M → Marquenterre (Authie + Canche)

Concernant la **silice** (Fig. 19), la situation est très différente : un phénomène de dilution est observé pour toute les rivières, sauf pour le Wimereux pour lequel se schéma semble s'appliquer uniquement pour les plus faibles débits .

Concernant les concentrations de **Matières En Suspension** (Fig. 19), une augmentation d'allure exponentielle plus ou moins marquée est observée pour toutes les rivières.

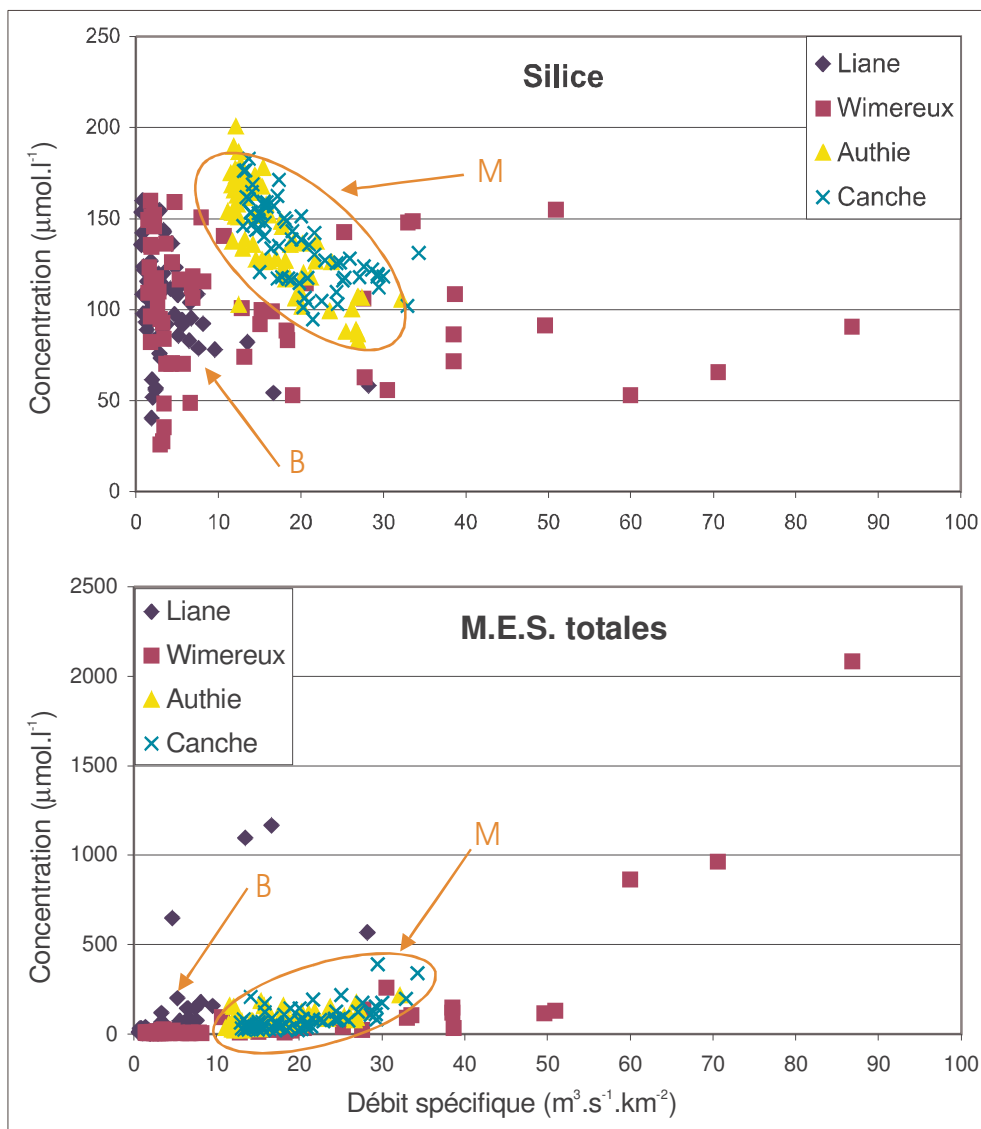


Fig. 19 : Concentration de la silice et des M.E.S. totales en fonction du débit.
 B → rivières du Boulonnais ; M → Marquenterre (Authie + Canche)

3.2 ESTIMATION DES DÉBITS (2003)

3.2.1 Courbes de tarage

Les figures 20 à 23 présentent les courbes de tarage tracées suite aux jaugeages. Sur ces courbes, celles de l'**Authie** (Fig. 20) et de la **Canche** (Fig. 21) présentent une faible dispersion du nuage de points.

Pour ces deux rivières, la dispersion des jaugeages est représentée sous forme de pourcentages sur les figures 24 et 25 (respectivement en fonction de la hauteur d'eau, et en fonction du temps).

Dans la pratique, des dispersions inférieures à 10 % (en valeur absolue) sont considérées comme très bonnes. Pour chacune de ces rivières, la très grande majorité des points est dans ce cas, les jaugeages ont donc permis un bon tracé des courbes de tarage.

Pour l'Authie, deux points s'écartent toutefois de la courbe de tarage pour les hauteurs d'eau et débits les plus élevés. Ces points sont entourés sur la figure 24. Cette figure montre que ces deux points correspondent aux deux premiers jaugeages effectués sur cette rivière. Dans ce cas, le détarage observé est donc le résultat de la prise en main de la méthode de jaugeage. L'influence de ces points sur le tracé de la courbe de tarage a donc été minimisée (cf. Section 2.3.2.1.).

Les figures 28 et 29 montrent la sensibilité des stations de mesure choisies pour la Canche et l'Authie.

Avec des maxima à 2,5 % (une erreur de 1 cm dans la mesure de la hauteur d'eau génère une erreur de 2,5 % dans l'estimation du débit), les stations de mesure de débit de l'Authie et de la Canche sont bien en dessous du seuil des 20 % défini par Forray et al. (1998) (Tab. II). Ces deux stations sont donc considérées comme très sensibles et sont propices aux jaugeages. L'incertitude liée à l'estimation des débits de ces deux rivières est donc faible.

Pour la **Slack** et le **Wimereux**, le nuage de points s'étend fortement en dessous de la courbe de tarage (Fig. 22 et 23).

Dans les deux cas, après examen des fiches de terrain, il s'avère que ces points correspondent à des jaugeages dont les mesures ont été faussées par différents paramètres : prolifération d'algues, eaux stagnantes, etc ...

Si la courbe de tarage passe dans la partie supérieure du nuage de point, c'est que l'influence de ces points les plus bas a été minorée pour ces diverses raisons.

La dispersion des jaugeages (Fig. 26 et 27) rend compte de ce choix de tracé : les points situés sous la courbe présentent une dispersion atteignant les 50 %. De plus, ces points sont bien répartis dans le temps, il ne s'agit donc pas d'un problème de prise en main de la méthode de jaugeage. Une certaine difficulté à estimer des débits de très faible intensité serait plutôt à mettre en cause.

La sensibilité de la station de mesure de la Slack (Fig. 30) atteint 12 % pour les débits les plus faibles, et descend à 4 % pour les débits les plus élevés.

Cette sensibilité est plus élevée que dans les cas précédents, mais elle reste inférieure au seuil des 20 % pour les faibles débits, et des 5 % pour les débits les plus élevés (dans ce dernier cas, le seuil des moyennes eaux est choisi en raison des très faibles débits observés en 2002). La station de mesure des débits est donc considérée comme sensible.

En revanche, le Wimereux présente une évolution de la sensibilité (Fig. 31) très différente des cas précédents. Pour les faibles débits, la sensibilité est inférieure à 10 %, ce qui, malgré les très faibles débits de la rivière, est un très bon résultat. Par contre, deux pics atteignant 34 et 18 % sont observés pour des hauteurs d'eau (côte artificielle) de 5,78 et 5,84 m. Ces pics sont principalement dues aux proliférations d'algues et autres perturbations de la mesure. Les débits estimés pour ces hauteurs d'eau sont donc à utiliser avec prudence car la station de mesure est considérée comme moyennement sensible. Pour les hauteurs d'eau les plus élevées, la sensibilité descend à 5 %, ce qui, comme pour la Slack, est un bon résultat. Toutefois, les hauteurs d'eau les plus élevées sont caractérisées par un très petit nombre de points sur la courbe de tarage, quelques jaugeages supplémentaires, effectués lors de ces débits importants seraient donc à effectuer pour compléter la courbe de tarage.

Les 16 jaugeages réalisés pour chaque rivière ont donc donné des résultats de qualité variable selon les cas. Pour l'Authie et la Canche, la dispersion des points autour des courbes de tarage est faible et la sensibilité des stations de mesure est bonne. Les jaugeages peuvent donc être utilisés afin de donner de bonnes estimations de débits en fonction des hauteurs d'eau.

Pour la Slack et le Wimereux, la dispersion des jaugeages est par contre assez élevée, notamment en raison des faibles débits de ces cours d'eau. La sensibilité de la station est toutefois très bonne pour la Slack, ce qui n'est pas le cas pour le Wimereux. La station de mesure est donc très moyenne pour le Wimereux, et d'assez bonne qualité pour la Slack. Ainsi, les courbes de tarage sont utilisables pour des estimations de débits, mais les résultats sont à utiliser avec prudence.

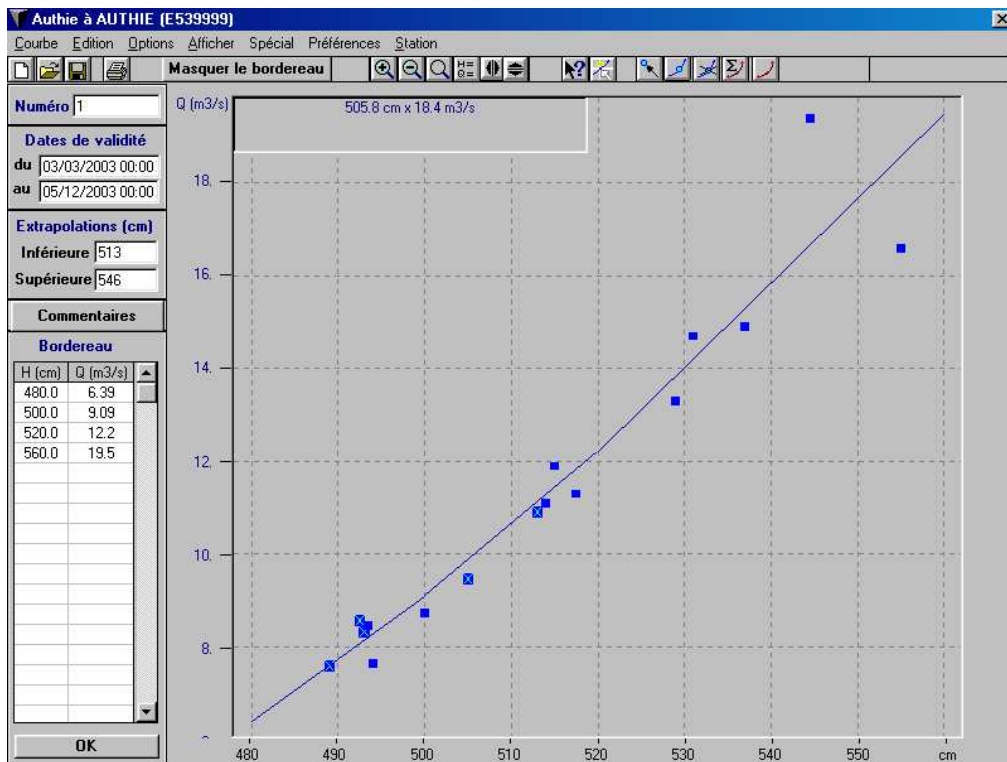


Fig. 20 : Courbe de tarage (relation côte artificielle / débit) – Authie.

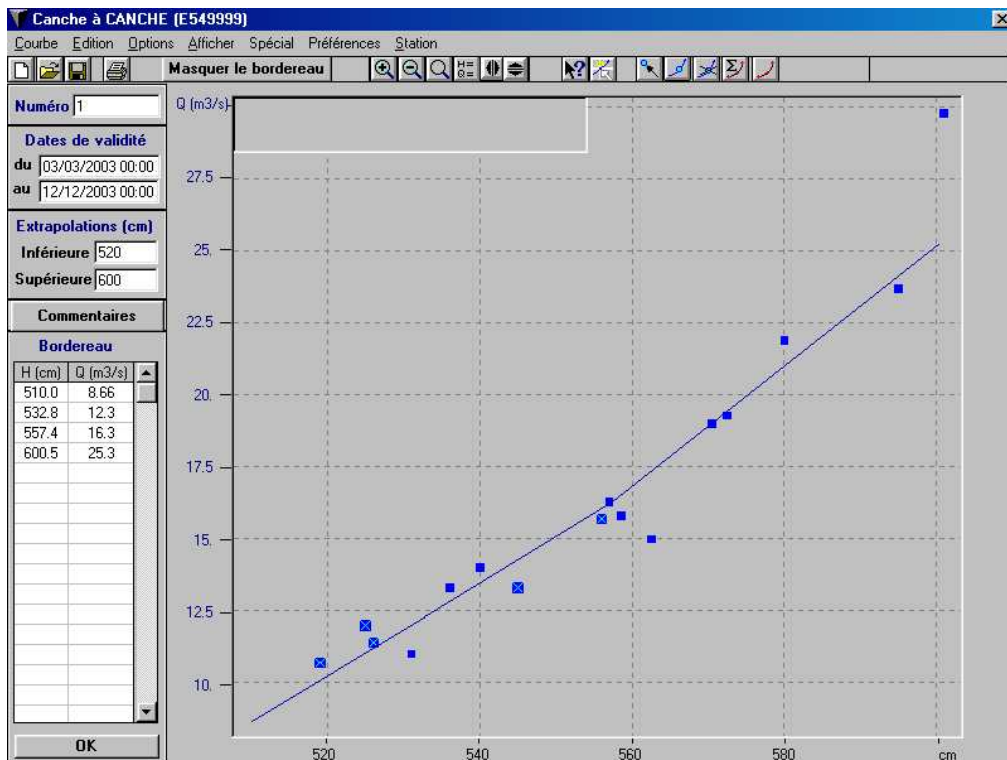


Fig. 21 : Courbe de tarage (relation côte artificielle / débit) – Canche.

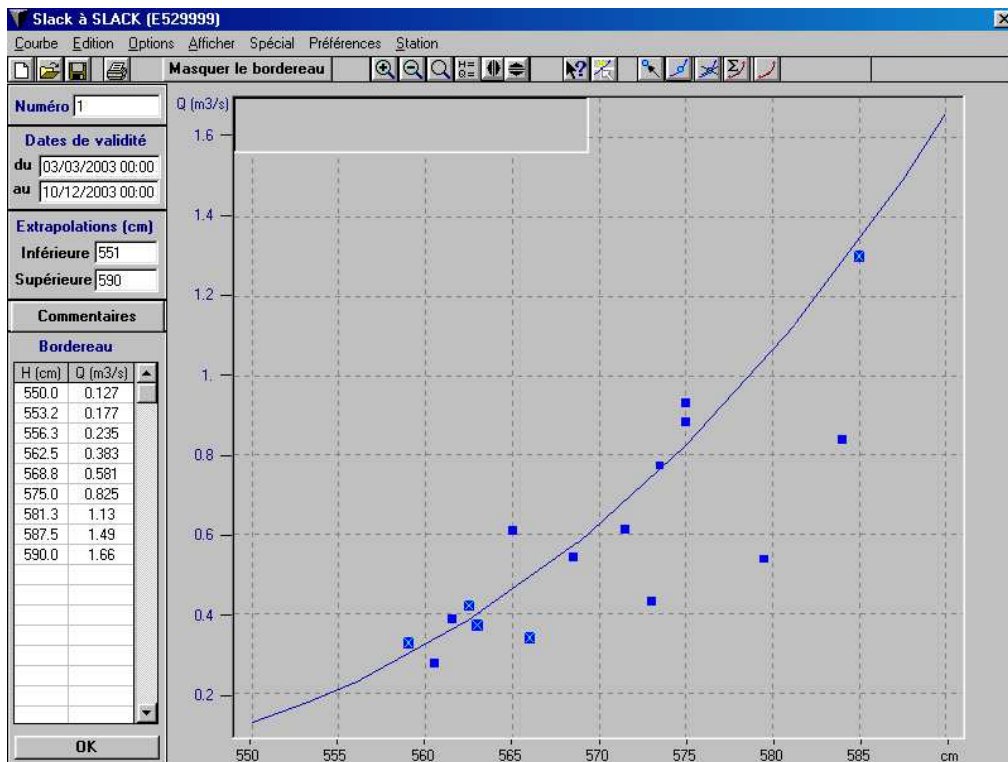


Fig. 22 : Courbe de tarage (relation côte artificielle / débit) - Slack.

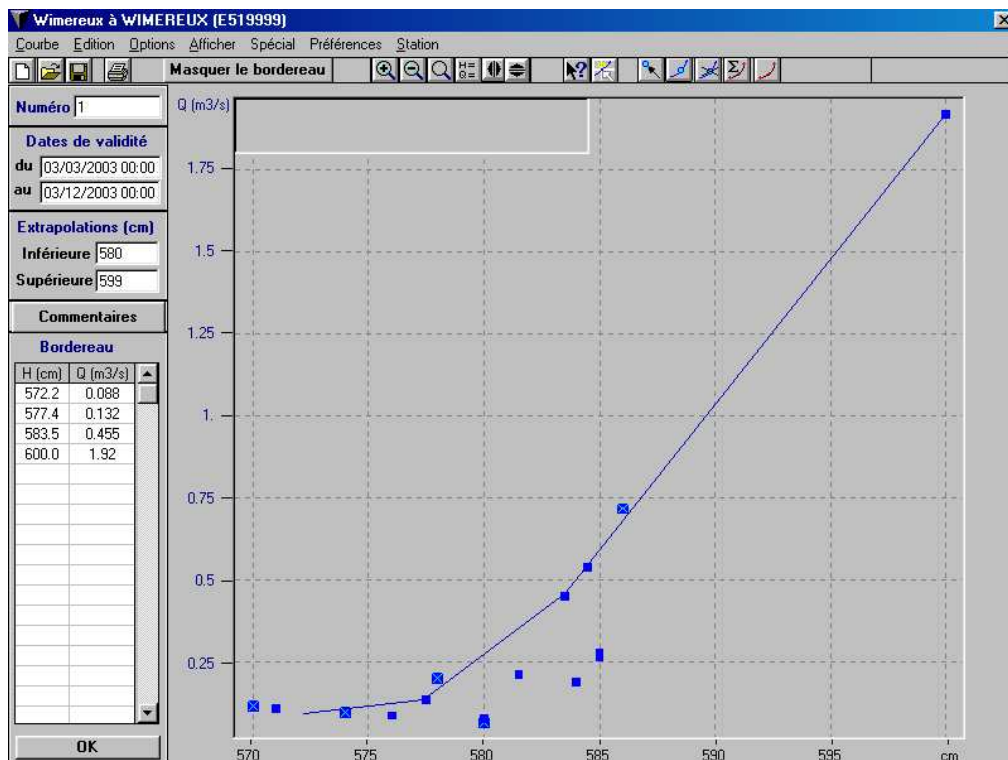


Fig. 23 : Courbe de tarage (relation côte artificielle / débit) - Wimereux.

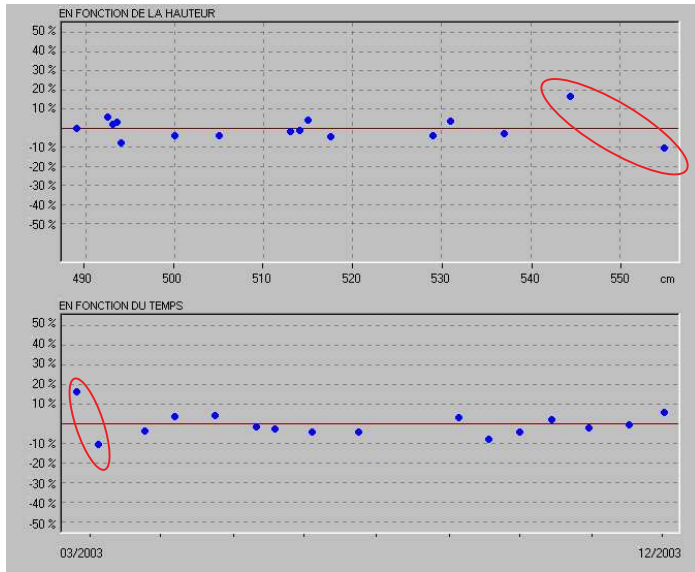


Fig. 24 : Dispersion des jaugeages – Authie.
 → en fonction de la hauteur d'eau
 → en fonction du temps

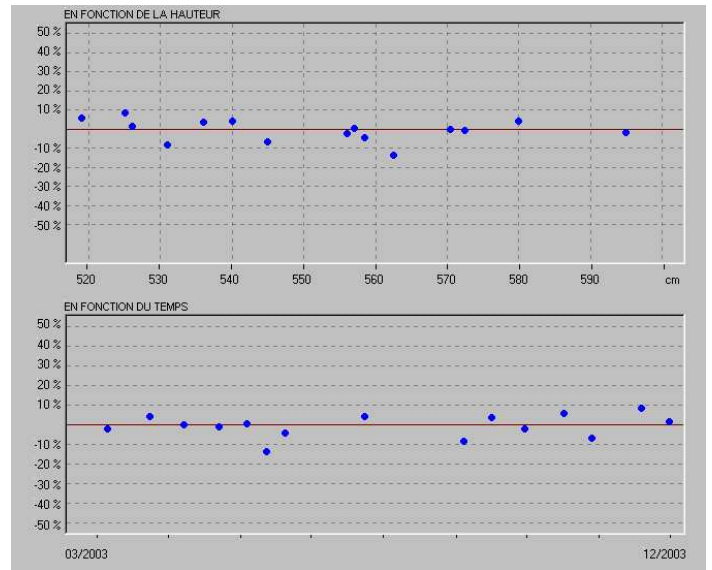


Fig. 25 : Dispersion des jaugeages – Canche.
 → en fonction de la hauteur d'eau
 → en fonction du temps

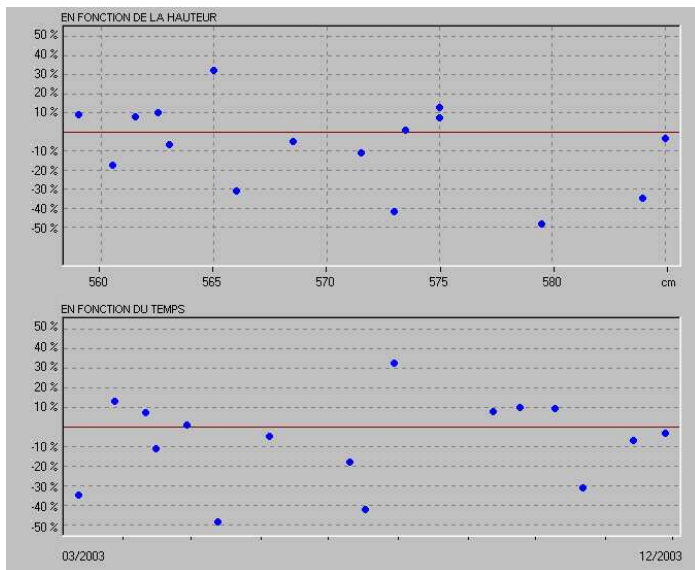


Fig. 26 : Dispersion des jaugeages – Slack.
 → en fonction de la hauteur d'eau
 → en fonction du temps

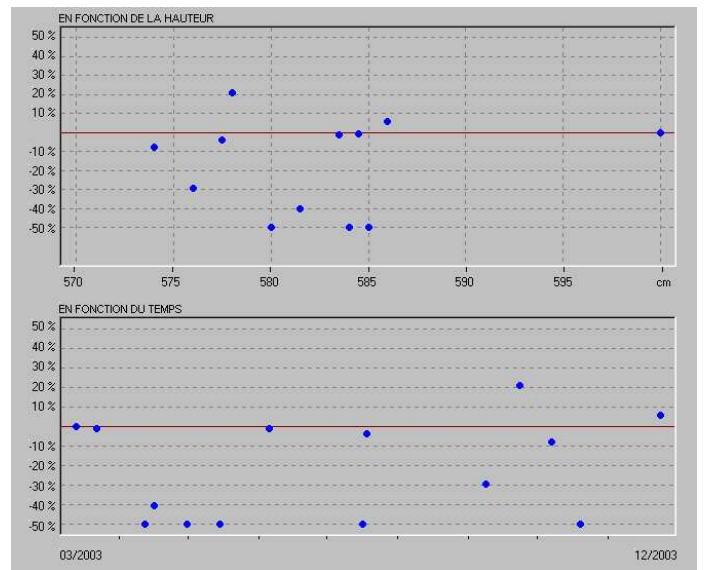


Fig. 27 : Dispersion des jaugeages – Wimereux.
 → en fonction de la hauteur d'eau
 → en fonction du temps



Fig. 28 : Sensibilité de la station – Authie.



Fig. 29 : Sensibilité de la station – Canche.



Fig. 30 : Sensibilité de la station – Slack.

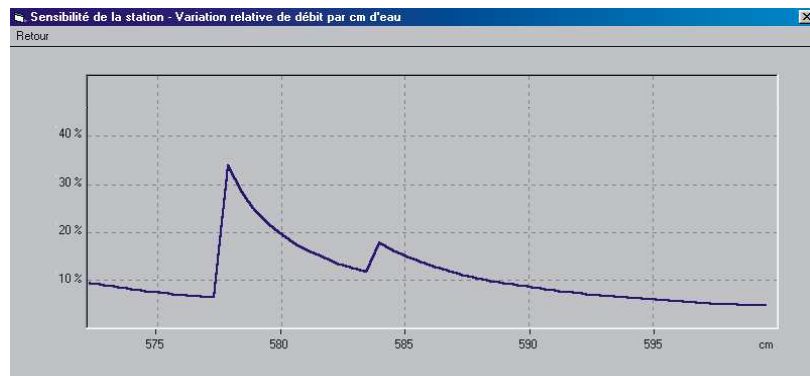


Fig. 31 : Sensibilité de la station – Wimereux.

3.2.2 Comparaison des débits amont et aval

Hormis pour une mesure de débit estimée en juin 2003 au niveau de la Slack, toutes les estimations de débits de cette étude sont supérieures à celles estimées, le même jour, plus en amont par la DIREN (Fig. 32a). Cette **surestimation** est importante puisqu'elle peut aller de 41 % en moyenne pour l'Authie, à 208 % pour le Wimereux (Tab. V). Pour chacune des stations de mesure (Ifremer et DIREN), l'évolution des débits est caractérisée par une baisse régulière de mars à fin novembre 2003. La diminution des débits estimés lors de cette étude est toutefois moins régulière que celle des données de la DIREN.

Tab. V : Comparaison des débits (Q en $m^3 \cdot s^{-1}$) Ifremer et DIREN.

| Rivières | Q moyen Ifremer | Q moyen DIREN | Surestimation Ifremer |
|----------|--------------------|------------------|--------------------------|
| Authie | $11,6 \pm 3,1$ | $8,2 \pm 2,2$ | 41 % |
| Canche | $16,7 \pm 4,7$ | $11,2 \pm 3,1$ | 49 % |
| Slack | $0,55 \pm 0,22$ | $0,18 \pm 0,21$ | 208 % |
| Wimereux | $0,31 \pm 0,47$ | $0,18 \pm 0,38$ | 75 % |

Sur la figure 32b sont représentés les débits estimés par l'Ifremer (aval) en fonction des débits estimés par la DIREN (amont). Pour l'Authie, la Canche, et le Wimereux, une **régression linéaire** peut être tracée, et les coefficients de corrélation de Pearson (r) indiquent que ces régressions sont significatives au seuil des 0,1 % (Tab. VI).

Tab. VI : Equation des droites de régression
(y : Débit Ifremer - aval ; x : Débit DIREN - amont ; N : nombre de points).

| Rivières | Equation | (N) | r |
|----------|-------------------------------|---------|------|
| Authie | $y = 1,4207 \cdot x - 0,0431$ | (16) | 0,89 |
| Canche | $y = 1,5072 \cdot x - 0,1511$ | (16) | 0,89 |
| Slack* | $y = 3,0725 \cdot x + 0,2066$ | (14) | 0,88 |
| Wimereux | $y = 1,2135 \cdot x + 0,0975$ | (16) | 0,99 |

* cf. paragraphe « Cas particulier de la Slack » - p. 34

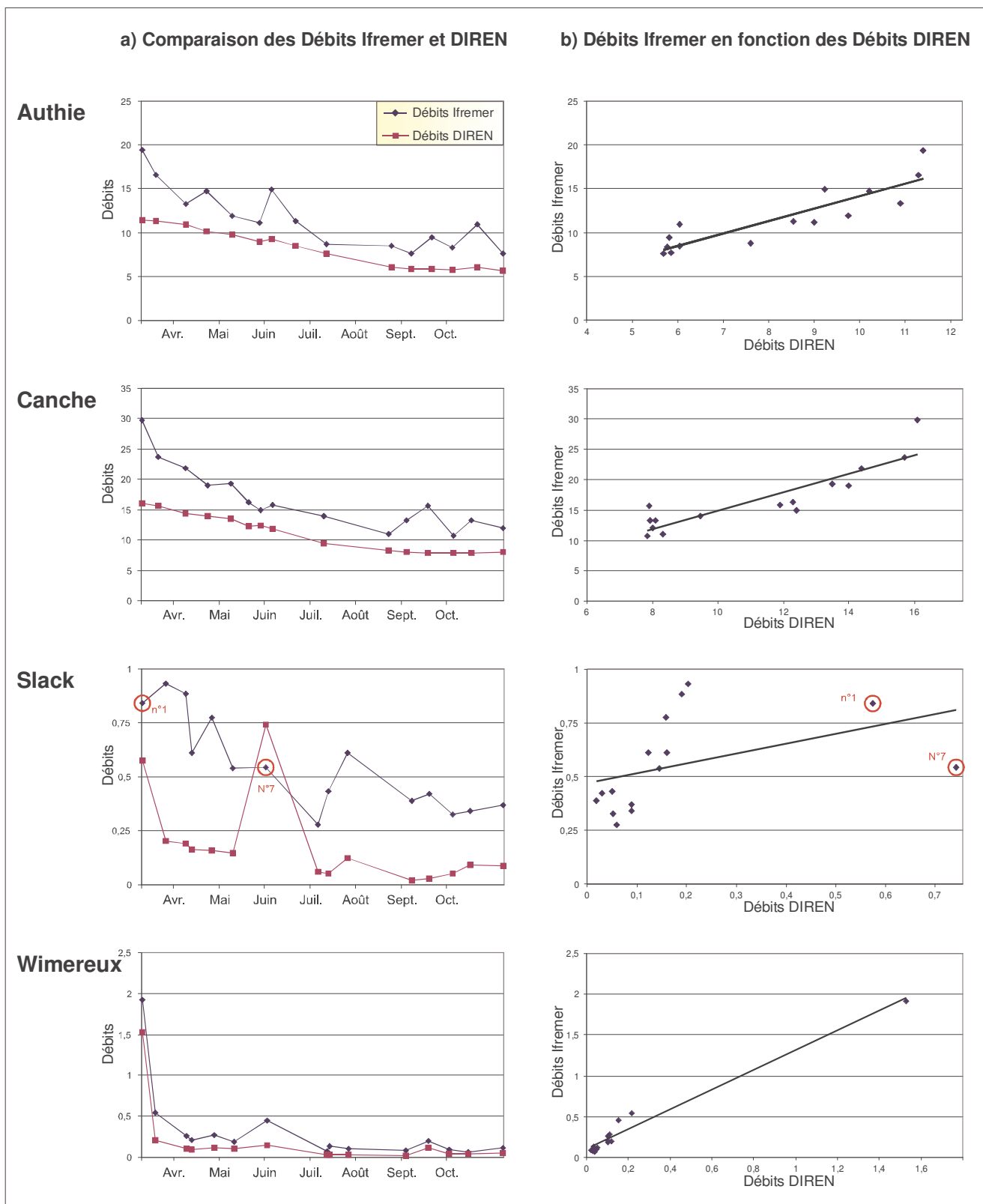


Fig. 32 : Comparaison des débits ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) estimés en 2003 par l’Ifremer et la DIREN.

Cas particulier de la Slack :

Comme pour les autres rivières, les débits estimés durant cette étude et ceux estimés par la DIREN présentent la même tendance (une baisse des débits de mars à novembre), mais ils sont moins en phase (Fig. 32a). Sur la figure 32b également, cette différence de comportement des débits est remarquable : aucune régression linéaire significative ne peut être tracée dans ce nuage de points. Les données débitométriques de la Slack nécessitent donc un traitement particulier.

En fait, deux points (entourés en rouge sur les figures 32a et 32b) s'écartent nettement des autres, ce sont les jaugeages n°1 et 7 (11 mars et 4 juin 2003).

Les jaugeages restent des estimations ponctuelles de débits et peuvent ne pas représenter fidèlement la réalité. En prenant en compte l'éloignement entre les stations de mesure Ifremer et DIREN, il est également possible qu'un pic de courte durée observé en amont ne le soit pas en aval. L'observation des débits journaliers de la DIREN peut donc fournir des explications sur ce problème (Fig. 33).

- Sur ces deux points, celui du 4 juin est le plus simple à expliquer : à cette date, le tracé de la DIREN montre un pic ne durant qu'une seule journée. Ce pic étant très ponctuel, il n'a pas été observé lors de cette étude. Pour établir une régression linéaire, il est donc préférable de ne pas prendre en compte cette mesure.
- Le point du 11 mars est plus délicat à expliquer car les débits journaliers montrent des valeurs assez fortes pour les jours précédent et suivant le jaugeage. Toutefois, un jaugeage reste une mesure instantanée du débit, avec toutes les incertitudes que cela suppose. Ce jaugeage sera donc également éliminé pour effectuer la régression.

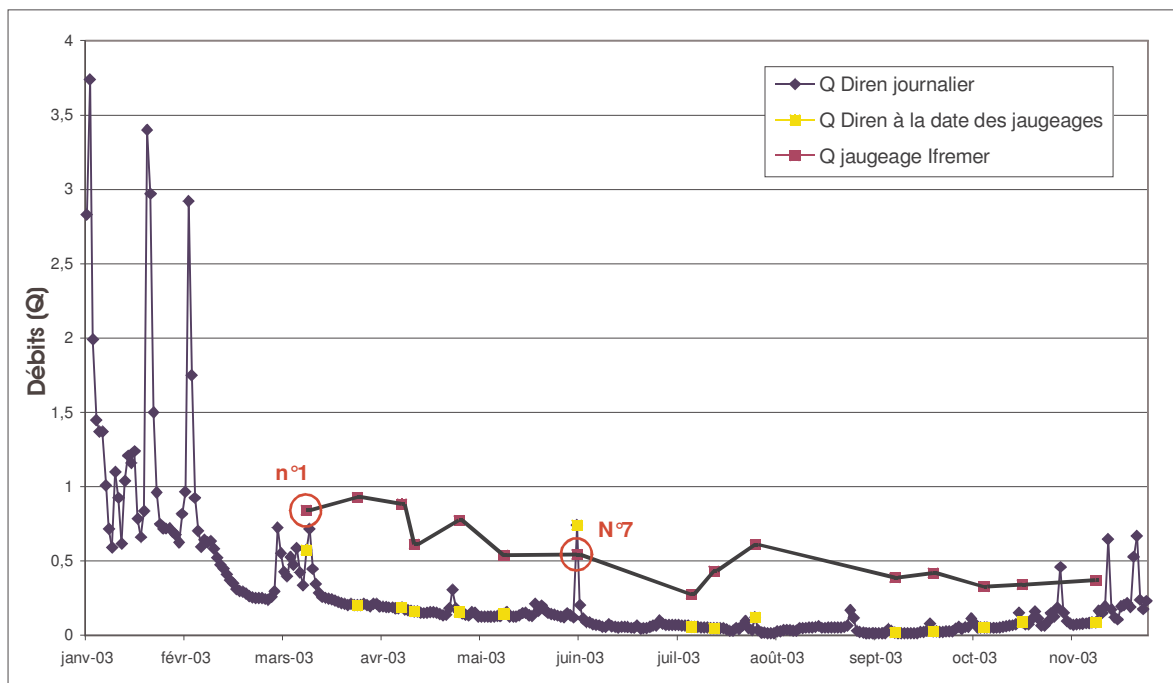


Fig. 33 : Débits ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) journaliers DIREN, et débits Ifremer pour la Slack.

La droite de régression obtenue pour la Slack sans prendre en compte les jaugeages n°1 et 7 est présentée sur la figure 34. Cette régression est significative au seuil des 0,1 % (Tab. VI).

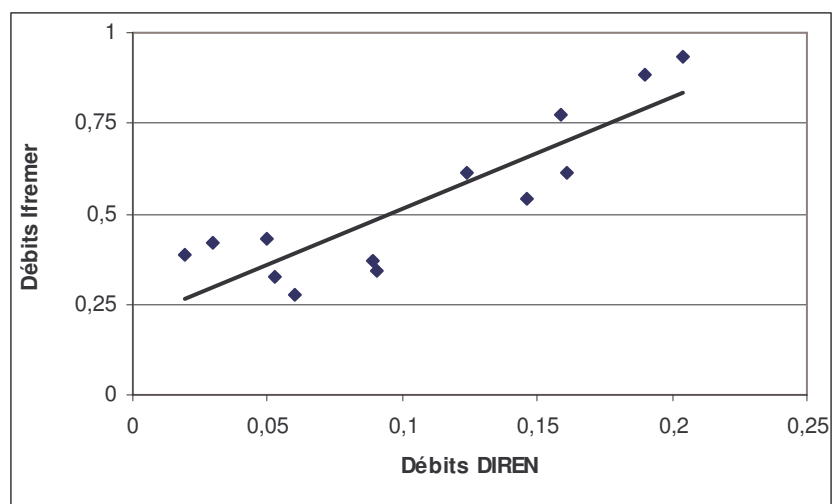


Fig. 34 : Débits ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) Ifremer en fonction des débits DIREN pour la Slack.

3.2.3 Calcul de débits aval à partir de données amonts

Afin d'estimer les débits des fleuves arrivant au milieu marin, l'Agence de l'Eau (Prygiel et al., 2000) utilise les débits de la DIREN (station de mesure située en amont) et des facteurs correctifs : Authie (1,36), Canche (1,30) et Liane (1,65).

Les coefficients de corrélation entre les débits estimés lors de cette étude et ceux de la DIREN donnant de bons résultats (Tab. VI), ce type de relation amont / aval peut être établi à l'aide des équations des droites de régression. A titre d'exemple, l'équation de la droite de régression de l'Authie devient :

$$Q_{(\text{aval})} = 1,4207 \cdot Q_{(\text{amont})} - 0,0431 \quad \text{avec } Q_{(\text{aval})} : \text{débit aval (station de mesure Ifremer) calculé à partir des données amont}$$

$$Q_{(\text{amont})} : \text{débit estimé en amont par la DIREN}$$

Validité de ces formules :

Afin d'estimer si ces formules sont satisfaisantes, chaque mesure de débit aval obtenue sur le terrain est comparée au débit aval calculé à partir des droites de régression.

Pour l'**Authie** et la **Canche**, les écarts entre les débits estimés par jaugeage et ceux calculés à l'aide des droite de régression sont de 10 % (Tab. VII). Ces résultats sont très satisfaisants si l'on considère les imprécisions de la mesure lors des jaugeages et le fait que les débits estimés par jaugeage sont des débits instantanés, avec toutes les imprécisions qui en découlent

Par contre, avec plus de 20 %, les écarts paraissent trop importants pour la **Slack** et surtout la **Wimereux**. Le très faible débit de ces rivières (inférieur au $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) semble être la principale source d'erreur dans ce cas.

Tab. VII : Ecarts moyens constatés entre $Q_{(\text{jaugeage})}$ et $Q_{(\text{aval})}$.

| Rivières | Débits ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) | Ecart moyen | (N) |
|----------|---------------------------------------|-------------|------|
| Authie | 11,62 | 10,95 % | (16) |
| Canche | 16,72 | 10,57 % | (16) |
| Slack | 0,53 | 20,75 % | (14) |
| Wimereux | 0,31 | 27,71 % | (16) |

Comparaison des méthodes de calcul Ifremer et A.E.A.P. pour les débits « aval » :

Les facteurs correctifs de l'A.E.A.P. n'étant utilisés que pour l'Authie, la Canche et la Liane et aucun jaugeage n'ayant été effectué pour la Liane durant cette étude, la comparaison des méthodes ne sera effectuée que pour la Canche et l'Authie.

Pour l'**Authie**, les débits calculé à l'aide de la droite de régression ont une moyenne de $11,6 \pm 3,1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ contre $11,2 \pm 3,0 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ pour les débits calculés avec le facteur correctif de l'Agence de l'Eau (Fig. 35). La différence est ici minime, ce qui est confirmé par le test de Wilcoxon (p-value = 0,41).

Pour la **Canche**, l'écart entre les moyennes est plus élevé, $16,7 \pm 4,7 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ en utilisant la droite de régression contre $14,6 \pm 4,0 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ pour le facteur correctif (Fig. 36). Cependant la différence entre ces deux méthodes d'estimation des débits avals est non significative au seuil des 5 % (p-value = 0,11) en raison de l'étendue de la distribution des valeurs mesurées (Fig. 37).

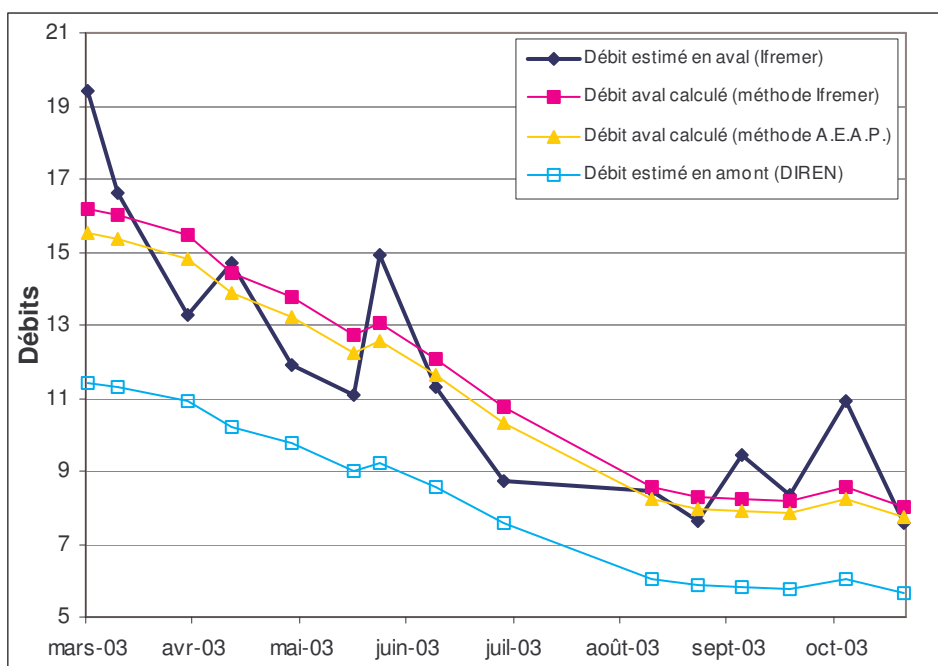


Fig. 35 : L'Authie, comparaison des méthodes de calcul des débits avals à partir de débits amonts.

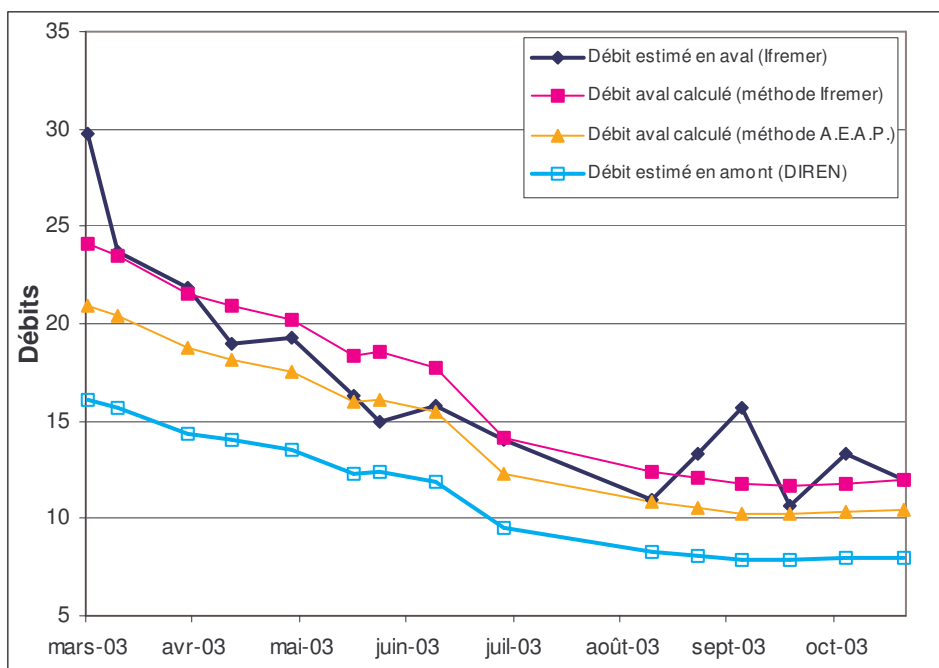


Fig. 36 : La Canche, comparaison des méthodes de calcul des débits aval à partir de débits amonts.

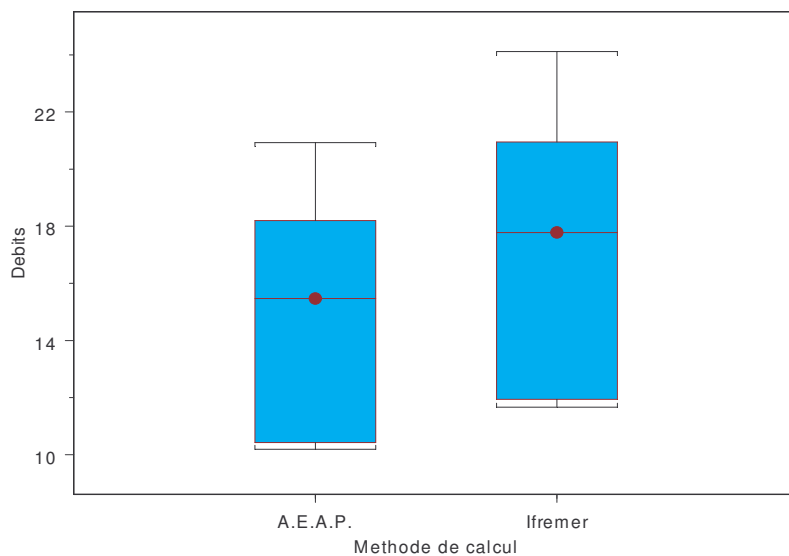


Fig. 37 : La Canche, comparaison des méthodes de calcul des débits aval à partir de débits amonts.

3.2.4 Estimation des débits 2001-2002

3.2.4.1 Choix de la méthode pour l'estimation des débits

Alors qu'en 2001 et 2002, les débits dans notre zone d'étude ont été plus élevés que la moyenne, l'année 2003 est caractérisée par des débits très faibles (source : DIREN). Ces différences de conditions hydrologiques posent un problème quand à l'utilisation des courbes de tarage : ces courbes peuvent donner de bons résultats, mais elles demeurent incomplètes pour les débits les plus importants.

Sous certaines conditions, il est possible d'effectuer des extrapolations pour compléter des courbes de tarage. Les différentes méthodes existantes impliquent toutefois des incertitudes élevées. A moins d'effectuer de nouveaux jaugeages pour des débits plus importants, les courbes de tarage ne seront donc pas utilisées pour l'estimation des apports au milieu marin.

Malgré tout, des estimations de débits peuvent être effectuées grâce aux formules établies précédemment pour la Canche, l'Authie, la Slack et le Wimereux, afin de transformer les débits amonts de la DIREN en débits avals.

En raison d'un arrêt de quelques mois dans le fonctionnement de la station de mesure des débits de la Slack, aucune estimation de flux ne sera effectuée pour cette rivière. Dans ce cas, des jaugeages supplémentaires sont indispensables pour compléter les courbes de tarage. Cela permettra ensuite d'estimer les débits puis les apports au milieu marin.

Pour la Liane, le coefficient correcteur de l'Agence de l'Eau (1,65) est utilisé.

3.2.4.2 Débits avals calculés pour l'estimation des apports

Avec des débits moyens de $19,45 \pm 5,94 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $27,82 \pm 7,75 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (de mars 2001 à juin 2002), l'Authie et la Canche présentent les débits les plus importants de notre zone d'étude. Ces débits sont bien supérieurs à ceux de la Liane et du Wimereux ($3,9 \pm 4,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $1,23 \pm 1,55 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

Comparés à ceux des rivières du Boulonnais, les débits de l'Authie et de la Canche montrent une évolution régulière (Fig. 38). Les valeurs maximales apparaissent de février à avril (respectivement $37,3$ et $48,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), et les valeurs minimales de septembre à fin décembre ($12,9$ et $18,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Ce type de tracé, très régulier, est lié au rythme de charge et décharge des nappes aquifères.

Au niveau du Boulonnais, ce type de profil est également observé, mais à une moindre échelle. De plus, les débits sont assez irréguliers dans cette zone en raison du régime torrentiel des rivières. Par exemple, durant le printemps 2001, les valeurs maximales atteignent $4,13$ et $6,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivement, pour le Wimereux et la Liane, alors que certains épisodes de crues conduisent à un débit de $28,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour la Liane durant la période d'étude.

En été, et hors période de crues, le débit de ces rivières est très faible, les minima sont ici de $0,12$ et $0,66 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ pour le Wimereux et la Liane, respectivement.

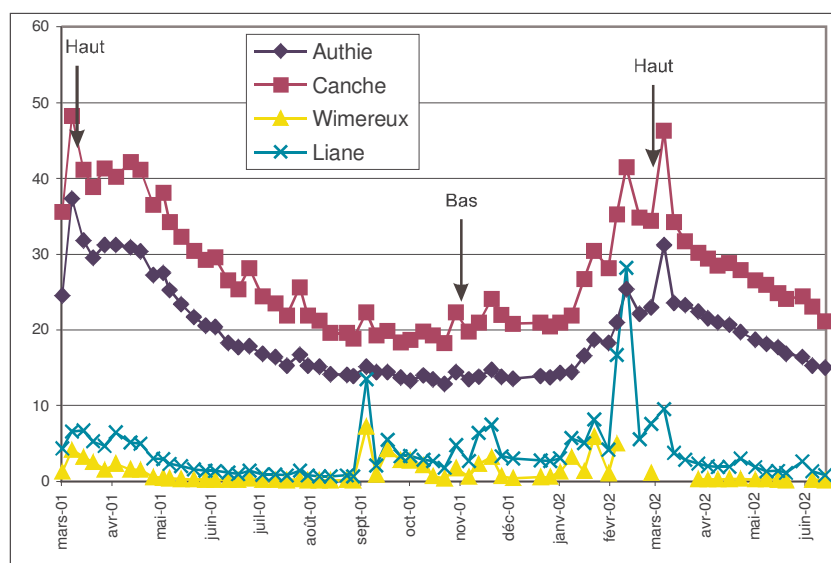


Fig. 38 : Evolution des débits ($m^3.s^{-1}$) pour les rivières étudiées.

Bas → période de bas niveau des nappes.

Haut → période de haut niveau des nappes.

3.3 LES APPORTS EN NUTRIMENTS AU MILIEU MARIN

3.3.1 Importance relative des débits et concentrations dans le calcul des apports

Malgré les fortes concentrations observées pour la Liane et le Wimereux concernant la majorité des éléments, les apports continentaux à la mer proviennent globalement des rivières dont les débits sont les plus importants (Tab. VIII). Ainsi, la Canche apporte 47 % des éléments mesurés, contre 28 % pour l'Authie, 17 % pour la Liane, et 8 % pour le Wimereux. Cette forte influence de la Canche et de l'Authie est surtout remarquable pour les nitrates, qui constituent la majorité des apports en Azote Inorganique Dissous. A elle seule, la Canche apporte 56 % des nitrates, contre 38 % pour l'Authie. Les apports de silice sont eux aussi largement dominés par ces deux rivières, la Canche apportant 54 % de cet élément, et l'Authie 38 %.

Ces chiffres masquent toutefois l'influence des petites rivières qui, pour certains éléments, se révèle très importante.

Concernant les nitrates et la silice, les apports de la Liane et du Wimereux sont donc très faibles puisqu'ils ne représentent que 6 à 8 % de l'ensemble des apports. Par contre, ces rivières apportent plus de 30 % de l'ammonium, des Matières En Suspension totales et des Phosphates estimés pour cette zone d'étude.

Tab. VIII : Flux annuel (t.an⁻¹) sur la période d'étude.

| | Canche | Authie | Liane | Wimereux | |
|------------------------------------|---------------|--------|--------|----------|--------|
| Chlorophylle a | 2,6 | 1,9 | 0,7 | 0,5 | |
| Phéopigments | 3,8 | 2,4 | 1,9 | 1,3 | |
| M.E.S. { | M.O.P. | 6 895 | 4 487 | 4 623 | 2 598 |
| | M.M. | 77 559 | 42 613 | 35 115 | 17 987 |
| NH₄⁺ | 131 | 61 | 82 | 27 | |
| NO₂⁻ | 87 | 55 | 28 | 5,3 | |
| NO₃⁻ | 19 666 | 13 214 | 1 729 | 534 | |
| PO₄³⁻ | 77 | 34 | 36 | 12 | |
| SiOH | 6 872 | 4 885 | 737 | 253 | |

Pour chaque élément, pourcentage des apports de chaque rivière :

> 20%

> 30%

> 40%

3.3.2 Evolution saisonnière des apports

Les flux étant très liés aux débits, il serait logique d'obtenir la même évolution pour les apports mensuels (Fig. 39 et 40) que pour les débits (Fig. 38).

En ce qui concerne la **Canche** et l'**Authie**, la régularisation des débits par les nappes provoque des apports assez réguliers, notamment pour l'Azote Inorganique Dissous (Fig. 39a), les M.E.S. totales (Fig. 40a) et les pigments chlorophylliens (Fig. 40b), avec des flux très importants durant les mois de mars et avril, puis une chute progressive jusqu'en octobre.

Les apports en silice (Fig. 39b), bien que légèrement plus importants de mars à avril pour la Canche, sont très constants durant toute l'année.

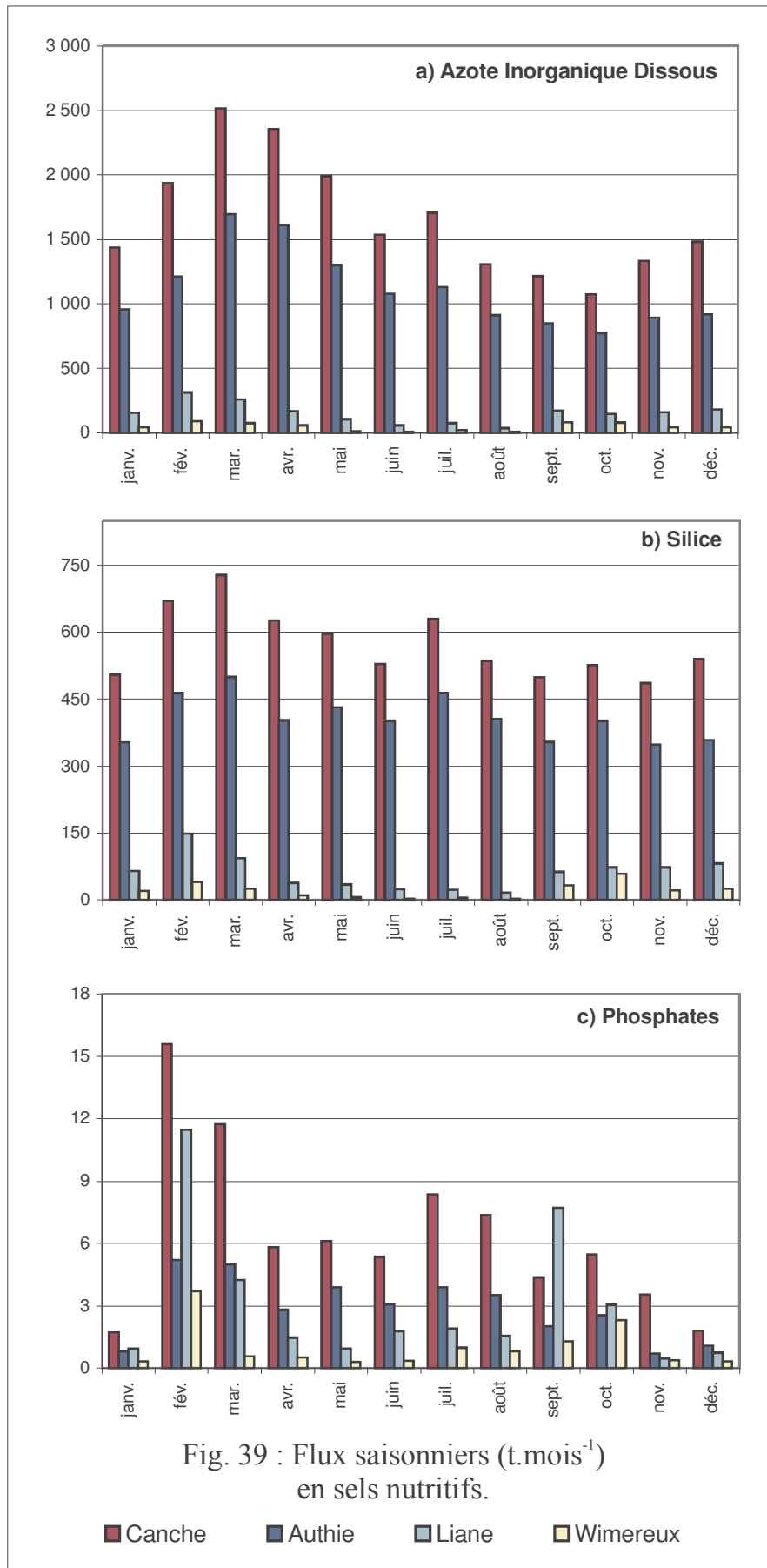
Pour les phosphates (Fig. 39c), cette relation est faussée par un pic de concentration en février/mars au niveau de la Canche. Les apports mensuels passent ainsi de 1,7 à 15,6 t.mois⁻¹ entre janvier et février, profitant d'une hausse conjointe des concentrations et des débits. Des apports importants sont également observés en été, ce qui est la conséquence d'une hausse des concentrations durant cette période.

Pour la **Liane** et le **Wimereux**, les apports sont beaucoup plus irréguliers mais sont également soumis à l'évolution des débits.

Sur la figure 38, deux épisodes de crue peuvent être identifiés durant la période d'étude, le premier en septembre 2001, et le second en février 2002. Ce régime torrentiel provoque des apports très importants au milieu marin, ce qui est particulièrement visible pour les phosphates, les M.E.S. totales et les pigments chlorophylliens. Episodiquement, la Liane et parfois le Wimereux apportent ainsi davantage de certains nutriments que la Canche et l'Authie.

A titre d'exemple, 67 % de la chlorophylle *a* et 52 % des M.E.S. totales de l'ensemble des prélèvements du Wimereux ont été apportés au milieu marin par la crue du 19 septembre 2001.

A cette même date, une crue est également observée au niveau de la Liane. Les apports de cette crue correspondent à 51 % de la chlorophylle *a*, 23 % des M.E.S. totales, et 15 % du phosphate de l'ensemble des prélèvements de la Liane.



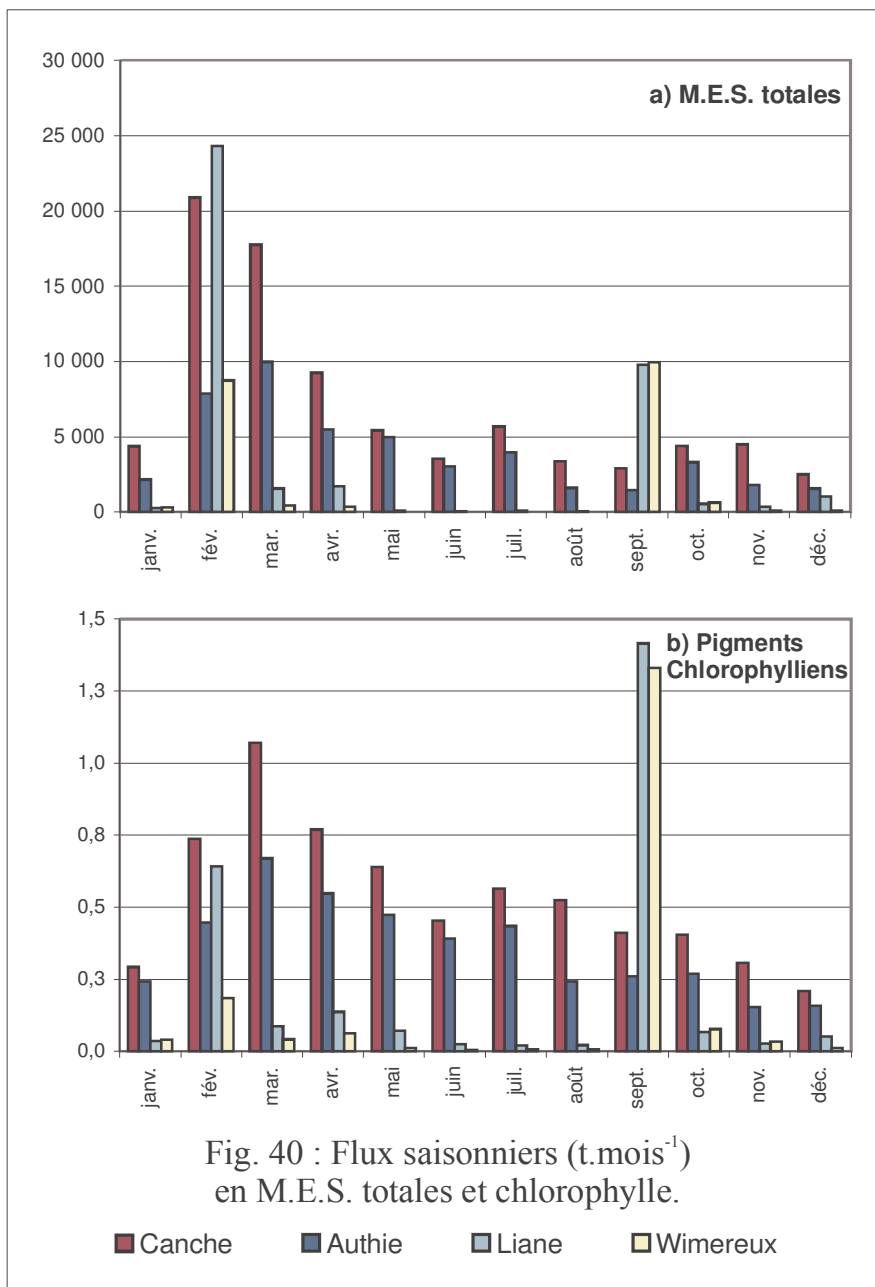


Fig. 40 : Flux saisonniers (t.mois⁻¹) en M.E.S. totales et chlorophylle.

4 DISCUSSION

4.1 CONCENTRATIONS

Globalement, les plus fortes **teneurs en nutriments** ont été observées au niveau des rivières aux débits les plus faibles, les seules exceptions venant de concentrations élevées en nitrates et silicates pour la Canche et l'Authie.

L'Agence de l'Eau Artois-Picardie fournit des informations concernant la qualité de l'eau (prélèvements mensuels). Hormis au niveau de la Liane, les résultats de cette étude sont similaires à ceux de l'Agence de l'Eau (Tab. IX), surtout pour l'Authie et la Canche.

Pour ces deux rivières, les phosphates sont toutefois sous-estimés par cette étude. En considérant les débits élevés de ces rivières, cela peut avoir son importance en terme de flux.

Au niveau des M.E.S. totales, les résultats de cette étude sont toujours supérieurs à ceux de l'Agence de l'Eau, quelle que soit la rivière considérée (86,8 mg.l⁻¹ en moyenne pour l'Ifremer contre 41,2 mg.l⁻¹, pour l'A.E.A.P.). Cette différence est particulièrement importante pour la Liane (respectivement 85,5 mg.l⁻¹ contre 17 mg.l⁻¹) et peut s'expliquer par la différence de localisation des points de prélèvement (amont pour l'Agence de l'Eau, aval pour l'Ifremer).

La Liane, lieu de nombreux rejets anthropiques, est d'ailleurs la rivière pour laquelle les différences entre les concentrations Ifremer et A.E.A.P. sont les plus importantes, et ceci pour chaque élément étudié. La présente étude fournit en effet des teneurs beaucoup plus faibles en ammonium, phosphate et nitrite, et des valeurs plus élevées pour les M.E.S. totales et nitrate.

Pour la Slack et le Wimereux, les résultats de cette étude sont similaires à ceux de l'Agence de l'Eau pour la majorité des éléments mesurés. Les différences notables concernent les phosphates (sous-évaluation de cette étude pour la Slack, et sur-évaluation pour le Wimereux) et surtout pour l'ammonium au niveau du Wimereux (très nette sur-évaluation).

Tab. IX : Comparaison des concentrations annuelles A.E.A.P. et Ifremer 2002.
(M.E.S. totales en mg.l⁻¹, sels nutritifs en µmol.l⁻¹).

| | Authie | | Canche | | Liane | | Slack | | Wimereux | |
|------------------------------------|---------------|-----------|---------------|-----------|--------------|-----------|--------------|-----------|-----------------|-----------|
| | A.E.A.P. | (Ifremer) | A.E.A.P. | (Ifremer) | A.E.A.P. | (Ifremer) | A.E.A.P. | (Ifremer) | A.E.A.P. | (Ifremer) |
| M.E.S. tot. | 46 | (73,9) | 52 | (87) | 17 | (99,4) | 50 | (106,7) | 41 | (122,4) |
| NH₄⁺ | 6,7 | (5,8) | 7,2 | (8,3) | 229,4 | (38,4) | 15 | (17,7) | 10 | (55,7) |
| NO₂⁻ | 2,2 | (2) | 2,6 | (2,3) | 15,7 | (7,5) | 6,5 | (5,2) | 3,7 | (4) |
| NO₃⁻ | 354,8 | (373,2) | 374,2 | (381,3) | 159,7 | (250,8) | 285,5 | (309,6) | 200 | (212,7) |
| PO₄³⁻ | 1,4 | (0,6) | 2,4 | (0,9) | 22,8 | (3,4) | 3,7 | (2) | 3,4 | (6,7) |

 : Nette sous-estimation Ifremer

 : Nette sur-estimation Ifremer

D'un point de vue saisonnier, les teneurs en nutriments sont très stables toute l'année pour la Canche et l'Authie, alors que les rivières du Boulonnais montrent de fortes variations au niveau des concentrations. Concernant notamment l'ammonium, les nitrites et les phosphates, des pics sont ainsi remarquables en été (principalement pour le Wimereux et la Liane).

Or, de tous les facteurs affectant la composition chimique d'une rivière en un point déterminé, le **débit** est le plus important (Pioncke et Nicks, 1970 ; cité par Meybeck, 1985). Cette variation est universelle et a été décrite pour des rivières très différentes.

Ce débit, au niveau de l'Authie et de la Canche, est caractérisé par une régularisation par les nappes aquifères (Chaussepied et al., 1989). Pour les rivières du Boulonnais par contre, cette influence des nappes, plus discrète, est nettement parasitée par un régime torrentiel des cours d'eau.

Ces informations débitométriques vont dans le sens des résultats concernant la **relation concentration / débit**.

- Concernant la Canche et l'Authie, la relation constante obtenue pour l'azote et le phosphore est typique de systèmes karstiques où les apports souterrains dominent.

Dans le cas de la silice, un phénomène de dilution est observé. Ce type de relation peut être rencontré lorsque les eaux souterraines, prépondérantes en étiage, sont beaucoup plus concentrées que les eaux de surface (Pourriot et Meybecq, 1995). Les fortes concentrations en silice observées pour ces deux rivières seraient donc la conséquence de fortes teneurs des nappes les approvisionnant.

- Au niveau du Boulonnais, une décroissance exponentielle de la relation concentration / débit est observée pour chaque sel nutritif étudié. Ce comportement, fréquemment observé à l'aval de rejets ponctuels, correspond à des phénomènes de dilution (Pourriot et Meybecq, 1995) et est à mettre en relation avec le régime torrentiel de ces cours d'eau.

Cette relation permet également de mettre en évidence et d'expliquer les fortes concentrations, associées à des débits très réduits, obtenues durant la période estivale pour la majorité des éléments.

- Concernant les Matières En Suspension, une augmentation des concentrations avec le débit est observée quel que soit le site d'observation, ce qui est typique des M.E.S. (Müller et Forstner, 1968 ; cité par Meybeck, 1985).

4.2 APPORTS AU MILIEU MARIN

Les jaugeages effectués en 2003 afin de construire des courbes de tarage ont donné de très bons résultats pour la Canche et l'Authie. Concernant le Wimereux et la Slack, les résultats sont moyens en raison du très faible débit de ces rivières, mais ils restent acceptables.

Toutefois, 2003 a été une année très sèche par rapport aux années précédentes. Les courbes de tarage permettent donc de bonnes estimations lors des débits d'étiage, mais sont inutilisables pour des débits plus importants. De nouveaux jaugeages, effectués en période de crue, peuvent venir compléter ces courbes afin de les rendre utilisables pour tout type de débits.

Afin d'estimer les apports continentaux au milieu marin, des coefficients correcteurs calculés à partir des jaugeages (et obtenus sous la forme $y=a.x+b$) sont utilisés afin d'estimer les débits aval à partir des débits amonts de la DIREN.

4.2.1 Importance de la stratégie avale

Ces apports, estimés avec une stratégie « avale » ont révélé certaines différences avec les principales estimations présentes dans la littérature (Chaussepied et al., 1989 ; Carpentier, 1999 ; Prygiel et al., 2000).

Concernant l'Azote Inorganique Dissous, dont les apports sont très largement dominés par les nitrates (95 % des N.I.D.), les apports du Wimereux obtenus lors de cette étude sont du même ordre que ceux fournis par Carpentier (1999) (Tab. X).

Tab. X : Comparaison des résultats de cette étude avec la littérature.
Azote, phosphore et M.E.S. exprimés en $t.an^{-1}$, et débits en $m^3.sec^{-1}$.

| | | Canche | Authie | Liane | Slack | Wimereux |
|---|-------------------------------------|--------|--------|--------|-------|----------|
| Ifremer 2001-02 | N.I.D. | 4 569 | 3 048 | 463 | - | 143 |
| | P.I.D. | 25 | 11 | 12 | - | 3,9 |
| | M.E.S. | 84 453 | 47 100 | 39 737 | - | 20 585 |
| | Débits | 27,8 | 19,5 | 3,9 | - | 1,2 |
| Carpentier, 1999 1985-89 | N.I.D. | 2919 | 1987 | 869 | 429 | 156 |
| | P.I.D. | 179 | 105 | 113 | 34 | 15 |
| | Débits | 18 | 12,5 | 4,6 | 2,3 | 1 |
| Carpentier, 1999 1990-94 | N.I.D. | 2573 | 1680 | 1223 | 350 | 172 |
| | P.I.D. | 145 | 85 | 162 | 20 | 13 |
| | Débits | 15,5 | 11 | 4,9 | 2 | 1,1 |
| Prygiel et al., 2000 1995-99 | N-NO₃⁻ | 2186 | 1235 | 262 | - | - |
| | P.I.D. | 56 | 28 | 160 | - | - |
| | M.E.S. | 10 318 | 11 716 | 1 527 | - | - |
| | Débits | 15,2 | 9,4 | 2,5 | - | - |

Pour la Liane, les résultats sont disparates, et peuvent s'expliquer par le nombre élevé de rejets d'origine anthropiques dans cette rivière et par les différences de localisation des lieux de prélèvement.

Concernant la Canche et l'Authie, les résultats de cette étude sont supérieurs à ceux de Prygiel et al. (2000) et de Carpentier (1999). En considérant les différentes stratégies utilisées (amont pour les alertes de crues, et aval pour les apports à la mer), cela peut s'expliquer par l'utilisation de coefficients correcteurs plus élevés dans cette étude, et par une certaine variabilité inter-annuelle des débits : les années 2001 et 2002 ont en effet été très pluvieuses, ce qui va dans le sens d'une sur-évaluation des apports.

Prygiel et al. (2000) soulignait l'importance de la Canche dans les apports en nitrates. D'après cet auteur, la Canche constitue le deuxième apport en nitrates au littoral Manche, derrière la Seine, mais devant la Somme (débits moyens sur la période 1995 / 1999 : 487,51 et 29,76 m³.sec⁻¹ respectivement pour la Seine et la Somme).

Ces apports en azote de la Canche, mais aussi de l'Authie, sont dus à de fortes concentrations dont l'origine serait lié au bassin versant à vocation agricole dominante (Chaussepied et al., 1989). A elles seules, la Canche et l'Authie représentent 94 % des apports en nitrates estimés pour cette étude.

Pour chaque rivière étudiée, les apports de Phosphore Inorganique Dissous sont plus faibles que ceux estimés par Prygiel et al. (2000) et Carpentier (1999). Toutefois, ces résultats vont dans le sens d'une amélioration de la qualité des cours d'eau du littoral observée par ces auteurs.

Pour la Liane, les apports en phosphore, bien que plus réduits par rapport à ceux estimés précédemment, restent importants par rapport à ceux des autres rivières.

Concernant les Matières En Suspension totales, les estimations de flux de cette étude sont toujours nettement supérieures à celles de Prygiel et al. (2000), ce qui est à mettre en relation avec les écarts de concentrations observées en raison des différences stratégies amont / aval.

4.2.2 Les apports, dans le contexte Manche

Les apports en nutriments estimés dans cette étude sont importants, notamment plus de 8.10³ t.an⁻¹ d'Azote Inorganique Dissous et 192.10³ t.an⁻¹ de Matières En Suspension totales. Ces apports témoignent entre autre de l'importance des petites rivières (plus particulièrement pour les M.E.S.), mais il convient de les replacer dans le contexte de la Manche.

Si certains auteurs (Chaussepied et al., 1989 ; Delesmont, 1993) soulignent l'importance des apports du Boulonnais et du nord de la Picardie par rapport à ceux de la façade nord de la région Nord/Pas-de-Calais, ces apports sont relativement modérés par rapport à ceux de la Somme (hormis pour les nitrates), et faibles par rapports à ceux de la Seine (Bentley, 1993 ; Carpentier, 1999 ; Prygiel et al., 2000).

A titre de comparaison, le Seine apporte en moyenne 90,9.10³ t.an⁻¹ d'azote nitrique (N-NO₃⁻) et 900.10³ t.an⁻¹ de Matières En Suspension totales de 1995 à 1999 (Prygiel et al., 2000).

4.2.3 L'importance des « petites rivières »

Si les apports de l'Authie, de la Canche, et des rivières du Boulonnais restent relativement faibles à l'échelle de la Manche, ils n'en demeurent pas moins importants au niveau local.

Concernant les rivières du Boulonnais, les apports sont très irréguliers et principalement liés aux crues. Ces apports sont donc très soudains et peuvent avoir une forte influence sur les communautés phytoplanctoniques estuariennes.

Bien sûr, ces estimations de flux peuvent apparemment être faussées par la fréquence hebdomadaire des prélèvements. Les rivières du Boulonnais réagissant très rapidement aux épisodes de fortes pluies (autant en crues qu'en décrues), il est probable que cette fréquence soit à l'origine d'une sur ou sous-estimation des apports. Toutefois, si l'on considère les débits DIREN correspondant uniquement aux prélèvements Ifremer, nous obtenons une gamme de variation de $0,94 \pm 1,28 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ alors que si l'on utilise les débits DIREN journaliers, celle-ci est de $0,92 \pm 1,36 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. L'influence hebdomadaire des prélèvements sur les apports semble donc être minimale.

De plus, il est intéressant de noter que ces apports « massifs et ponctuels » dus aux régimes torrentiels de la Liane et du Wimereux ne touchent pas tous les éléments nutritifs de la même manière. Pioncke et al. (1996, 1999) a étudié les proportions d'apports de ces éléments en fonction des débits dans diverses zones agricoles fortement drainées. Nos relations concentration / débit sont différentes, mais nous observons le même principe : la majorité des apports en phosphore (ainsi que des M.E.S. totales) ont lieu durant les périodes de forts débits, alors que l'azote (ainsi que la silice) est davantage apporté hors période de crue.

5 CONCLUSION – PERSPECTIVES

L'estimation des apports continentaux au milieu marin s'est heurtée à de nombreuses difficultés dans la mesure des débits. Si les jaugeages ont donné de bons résultats pour la Canche et l'Authie, les courbes de tarage (relation hauteur d'eau / débit) sont de qualité moyenne pour la Slack et le Wimereux. De plus, dans tous les cas, ces courbes sont inutilisables en l'état en raison de très faibles débits mesurés en 2003. Ainsi, des jaugeages supplémentaires, effectués en période de crue, sont à effectuer afin de compléter ces courbes.

Néanmoins, des débits avals ont pu être estimés pour la Canche, l'Authie et le Wimereux, à l'aide de débits estimés en amont (mais avec une correction issue des jaugeages « avals » Ifremer) par la DIREN.

Dans le cas de la Liane, les débits DIREN ont également été utilisés, mais avec le coefficient correcteur utilisé par l'Agence de l'Eau Artois Picardie.

Les flux au milieu marin pour la zone d'étude sont estimés à $192.10^3 \text{ t.an}^{-1}$ pour les M.E.S., $35,6.10^3 \text{ t.an}^{-1}$ pour l'azote global (nitrate + nitrite + ammonium), $12,7. 10^3 \text{ t.an}^{-1}$ pour les silicates et 160 t.an^{-1} pour les phosphates. Ces flux sont probablement sur-évalués mais donnent de bonnes indications sur la provenance et l'importance des apports.

Ainsi, la Canche et l'Authie apportent respectivement 47 et 28 % des éléments mesurés. Les débits de ces rivières étant fortement régulés par les nappes de craie, ces apports sont répartis régulièrement toute l'année. Par contre, les apports du Boulonnais sont beaucoup plus irréguliers et ont lieu majoritairement lors des périodes de crue pour les phosphates et Matières En Suspension, et hors période de crue pour les nitrates (lessivage régulier des terres agricoles).

Si les apports terrigènes au milieu marin sont quantifiés, leur origine reste cependant à déterminer. Cette étude a démontré l'importance du régime torrentiel des rivières du Boulonnais sur les apports fluviaux du Pas-de-Calais, ce régime torrentiel étant notamment responsable de la majorité des apports en Matières En Suspension de ces rivières.

Au niveau du Marquenterre (Canche et Authie), les relations concentration / débit montrent également une forte influence des nappes aquifères, notamment sur les apports en silice. L'impact des industries ou de toute autre activité anthropique reste encore à déterminer pour les autres éléments.

Les résultats de cette étude concernent la partie amont de nombreuses études concernant le milieu marin. Ils pourront ainsi être utilisés pour la validation de modèles simulant le fonctionnement écologique du milieu marin notamment, dans le cadre du chantier PNEC consacré à *Phaeocystis* et du projet LITEAU II visant l'étude des transferts de nutriments depuis les bassins versants de la Seine, la Somme et l'Escaut jusqu'en Manche – Mer du Nord.

De plus, ces résultats seront mis en parallèle avec ceux du Suivi Régional des Nutriments (SRN). Ce réseau de surveillance mis en place par l'IFREMER en collaboration avec l'Agence de l'Eau Artois Picardie permettra ainsi de mettre en relation les blooms de phytoplancton (diatomées et *phaeocystis sp.*) et les périodes d'apports massifs en éléments nutritifs. Ces correspondances permettront ensuite de relativiser, ou non, le rôle de ces apports continentaux qui viennent s'ajouter aux nutriments présents en zone côtière, au niveau local, et au niveau national (estimation du rapport entre production nouvelle et production régénérée).

Bibliographie

- Aminot A. & Chaussepied M. (1983) Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre National pour l'Exploitation des Océans : 395 pp.
- Anonyme (1985) The international system of units (SI) in oceanography. *UNESCO Technical papers* n°45.
- Anonyme (2004) Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Bassin côtier du Boulonnais. Dossier argumentaire – Parc Naturel Régional du Boulonnais : 169 pp.
- Anonyme (2002) Annuaire de la qualité des eaux de surface – Edition 2002. *Agence de l'Eau Artois Picardie* : 256 pp.
- Beck C., Clabaut P., Dewez S., Vicaire O., Chamley H., Augris C., Hoslin R. & Caillot A. (1991) Sand bodies and sand transport paths at the English Channel-North Sea border : morphology, hydrodynamics and radioactive tracing. *In* : Chamley H. (Ed.), Actes du Colloque International sur l'Environnement des mers Epicontinentales, Lille, 20-22 mars 1990. *Oceanologica Acta*, vol. Sp. (11): 111-121.
- Bentley D., Lafite R., Guary J.C. & Statham P. (1993) Nutrient fluxes through the Dover straits : results of measurements and estimates of river inputs. *FLUXMANCHE final report* : 141-157.
- Brylinski J.M. & Lagadeuc Y. (1990) L'interface eaux côtières/eaux du large dans le Pas de Calais (côte française) : une zone frontale. *C. R. Acad. Sci. Paris*, t. 311, Série II : 535-540.
- Brylinski J.M., Lagadeuc Y., Gentilhomme V., Dupont J.P., Lafite R., Dupeuble P.A., Huault M.F., Auger Y., Puskaric E., Wartel M. & Cabioch L. (1991) Le "Fleuve Côtier" : un phénomène hydrologique important en Manche Orientale. Exemple du Pas-de-Calais. *In* : Chamley H. (Ed.), Actes du Colloque International sur l'Environnement des mers Epicontinentales, Lille, 20-22 mars 1990. *Oceanologica Acta*, vol. Sp. (11): 197-203.
- Carpentier P. (1999) Caractérisation de structures spatiales et temporelles en écologie. Application aux séries physico-chimiques de qualité des eaux du Réseau National de Bassin en Artois-Picardie et aux peuplements benthiques du site de Gravelines et de la Manche Orientale. *Thèse de Doctorat, USTL* : 213 pp.
- Chaussepied M., Arnal O., Grossel H., Deladre J.M. & Wartel M. (1989) Le littoral de la Région Nord - Pas de Calais, apports à la mer. *Rapports scientifiques et techniques de l'Ifremer*, 15 : 151 pp.
- Delesmont, R.&E. (1993) Etude des apports en azote et phosphore au littoral français de la mer du nord. *Rapport de l'Institut Pasteur de Lille, Service Eaux – Environnement* : 77 pp.
- Gentilhomme V. & Lizon F. (1998) Seasonal cycle of nitrogen and phytoplankton biomass in a well-mixed coastal system (Eastern English Channel). *Hydrobiologia*, 361 :191-199.
- Forray N. (1998) Charte Qualité de l'Hydrométrie - Code de bonnes pratiques. *Diren Bourgogne* : 47 pp.

- Loquet N., Rybarczyk H. & Elkaim B. (2000) Echanges de sels nutritifs entre la zone côtière et un système estuarien intertidal : la baie de Somme (Manche, France). *Oceanologica Acta*, 23 (1) : 47-64.
- Meybeck M. (1982) Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, 282 : 401– 450.
- Meybeck M. (1985) Variabilité dans le temps de la composition chimique des rivières et de leurs transports en solution et en suspension. *Revue française des Sciences de l'Eau*, 4 : 93-121.
- Müller G. & Forstner U. (1968) Sediment transport im Mündungsgebiet des Alpenrheins. *Geol. Rundschau*, 58 (1) : 229-259.
- Pioncke H.B. & Nicks A.D. (1970) The effect of selected hydrologic variables on stream salinity. *Ass. Int. Sci. Hydrol. Bull.*, 15 (4) : 13-21.
- Pioncke H.B., Gburek W.J., Sharpley A.N. & Schnabel R.R. (1996) Flow and nutrient export patterns for an agricultural hill-land watershed. *Water Resources Research*, 32 (6) : 1795-1804.
- Pioncke H.B., Gburek W.J., Schnabel R.R., Sharpley A.N. & Elwinger G.F. (1999) Seasonal flow, nutrient concentrations and loading patterns in stream flow draining an agricultural hill-land watershed. *Journal of Hydrology*, 220 : 62-73.
- Pourriot P. & Meybeck M. (1995) Limnologie générale. Masson, Paris : 956 pp.
- Prygiel J., Caby B., Carpentier P. & Leprêtre A. (2000) Evaluation des flux en nutriments, matières en suspension et matières organiques, au littoral de la Manche et du bassin Artois-Picardie pour la période 1980-2000. *Actes du Colloque "Qualité des eaux du littoral régional : Objectifs atteints ?" Wimille 07 déc. 2000* : 47-56.
- Quisthoudt C., Bentley D. & Brylinski J.M. (1987) Discontinuité hydrologique dans le détroit du Pas-de-Calais. *Journal of Plankton Research*, 9 (5) : 995-1002.

Sources Internet :

- Dictionnaire français d'hydrologie du C.N.F.S.H.
<http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/glossary/glu/indexdic.htm>
- Site de l'Agence de l'Eau Artois Picardie.
<http://www.eau-artois-picardie.fr/bassin/index.htm> (cartes et données hydrométriques)
http://www.eau-artois-picardie.fr/dpe/dpe_milieu/html/ (présentation des rivières)

