

# Mesure à haute fréquence du fonctionnement trophique des rivières-amont : suivi saisonnier d'oxygène dans le Grand Morin

Christophe Rabouille<sup>1</sup>, Bruno Bombled<sup>1</sup>, Alexis Groleau<sup>2</sup> et Michel Poulin<sup>3</sup>

<sup>1</sup> LSCE- UMR CEA-CNRS, Av. de la Terrasse, 91190 Gif sur Yvette, [rabouill@lsce.cnrs-gif.fr](mailto:rabouill@lsce.cnrs-gif.fr)

<sup>2</sup> Laboratoire de Géochimie des Eaux, Université Paris 7 et IPGP, 2 place Jussieu, 75251 Paris cedex 05. [groleau@ipgp.jussieu.fr](mailto:groleau@ipgp.jussieu.fr)

<sup>3</sup> Centre de Géosciences, Ecole des Mines de Paris, UMR Sisyphe, 35 Rue Saint Honoré, 77305 Fontainebleau, [Michel.Poulin@ensmp.fr](mailto:Michel.Poulin@ensmp.fr)

Mesure à haute fréquence du fonctionnement trophique des rivières-amont : suivi saisonnier d'oxygène dans le Grand Morin.....	1
1. Introduction.....	1
2. Problématique : l'oxygène dissous et le métabolisme de la rivière.....	2
3. Méthodologie.....	3
3.1. Description du site.....	3
3.2. Mesures d'oxygène dans la colonne d'eau : les optodes.....	4
4. Résultats et discussion.....	7
4.1. Variations d'oxygène dissous dans la rivière.....	7
4.1.1 Hiver 2005-2006.....	7
4.1.2 Été 2006.....	9
4.1.3 Automne 2006.....	11
4.2. Couplage entre oxygène dissous et azote ammoniacal sur un cycle journalier.....	13
5. Conclusion.....	17
6. Bibliographie.....	17

## 1. Introduction

Le bilan de carbone des milieux aquatiques continentaux est encore très incertain. En effet, ces milieux (lacs et rivières) sont caractérisés par un fort couplage entre les différents compartiments (eau, sédiments, faune et flore) et des rétentions multiples au long du continuum rivière amont-fleuve. Dans les rivières de petits ordres en amont des bassins fluviaux, une part importante de la production de matière organique se situe au niveau des fonds dans un biofilm composé pour partie de diatomées. Par ailleurs, les sédiments des rivières représentent un environnement où les conditions d'oxygénation sont limitées entraînant des processus anoxiques tels que la dénitrification ou la remobilisation de métaux sensibles aux conditions physico-chimiques.

Dans le cadre de notre projet PIREN 2006, nous avons poursuivi l'effort entrepris en 2005 qui consistait à tester la faisabilité de suivis temporels haute fréquence de la concentration d'oxygène dans les rivières amont. Cet effort ayant donné des résultats très satisfaisant, se comparant bien avec les résultats obtenus par des mesures directes de production-respiration effectuées en quelques points de la rivière, nous avons souhaité étendre notre dispositif en effectuant des mesures haute fréquence d'oxygène dans le cours d'eau sur plusieurs saisons. Ainsi nous avons ouvert l'hiver et le début de

printemps, l'été et l'automne au cours de l'année 2006. Une série de mesure à la fréquence horaire des composés azotés a également été effectué sur 24h, et montre des résultats prometteurs.

## 2. Problématique : l'oxygène dissous et le métabolisme de la rivière

L'oxygène dissous est un indicateur du métabolisme de la rivière : si la rivière est fortement autotrophe, c'est-à-dire capable de fixer beaucoup de CO<sub>2</sub> sous forme de matière organique, la concentration d'oxygène dissous de la colonne d'eau sera supérieure à la saturation. Au contraire, si la rivière est hétérotrophe, c'est-à-dire dominée par les organismes qui respirent à partir d'une source de matière organique extérieure, elle va être un puits d'oxygène et la concentration mesurée sera inférieure à la saturation. On s'intéresse donc au bilan d'oxygène dans le cours d'eau.

On considère une portion de cours d'eau, délimitée soit par deux points de mesures, soit par un point de mesure et la source. Le système est constitué de la colonne d'eau. Il échange de l'oxygène avec le compartiment vivant (plancton, périphyton, macrophytes, faune...) ainsi qu'avec l'atmosphère et le substrat. Le métabolisme de l'écosystème fluvial correspond aux échanges avec le compartiment vivant qu'il soit benthique ou phytoplanctonique (respiration bactérienne et végétale, photosynthèse, activité bactérienne consommatrice d'oxygène comme la nitrification, ...). La réaération (ou dégazage, selon l'état de saturation de la rivière) représente les échanges avec l'atmosphère. La demande chimique représente les réactions purement chimiques sans catalyse par une enzyme bactérienne (exemple : oxydation des sulfures) ; suivant Marzolf et al. (1994) elle est négligeable.

Le bilan d'oxygène suit le schéma suivant (Figure1).

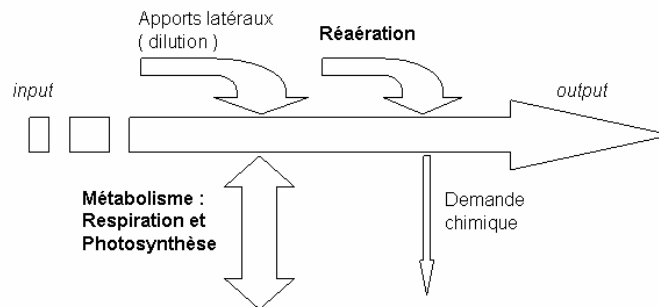


Figure 1 : Flux de l'oxygène sur un bief de rivière

Dans un premier temps, on ne prend pas en compte les apports latéraux. L'équation de base donnant le taux d'accroissement de l'oxygène dissous en fonction des divers processus est alors :

$$\frac{dC}{dt} = P - R + FR = MN + FR \quad (1)$$

P : photosynthèse

R : respiration

MN = P - R : métabolisme net

FR : flux de réaération

FR est le flux de réaération sur l'ensemble du bief. Marzolf *et al.* (1994) étudient un bief sans seuil ni chute d'eau (qui sont des points singuliers où la colonne d'eau se ré-oxygène). FR est alors calculé en fonction du déficit en oxygène de la rivière suivant la relation (2), où K est la constante de réaération, calculée :

- soit à partir de la circulation des 2 marqueurs : un marqueur volatil (propane) et un marqueur stable (chlorure), la constante K du propane étant proportionnelle à celle de l'oxygène
- soit par une expression faisant intervenir les paramètres physiques du cours d'eau

$$FR = K \cdot (DO_{sat} - DO_{mesure}) \quad (2)$$

### 3. Méthodologie

#### 3.1. Description du site

Le Grand Morin est un affluent de la Marne à une quarantaine de kilomètres de Paris (Figure 2). D'une longueur totale de 120 km, il draine un bassin versant de 1200 km<sup>2</sup> dont 770 pour la zone drainée à Pommeuse (Banque nationale pour l'hydrométrie et l'hydrologie). Au total, le Grand Morin représente 1/10 du bassin versant de la Marne. Une des particularités du Grand Morin est la présence de nombreux ouvrages hydrauliques, barrages, vieux moulins avec des vannes et des seuils. Le bassin versant est en grande partie occupé par de la surface agricole (source de pollution par les fertilisants et de matière en suspension par érosion des champs), et environs 50 000 habitants vivent sur le bassin versant, dont seulement 61% connectés à une station d'épuration. Le cours d'eau est relativement chargé en nutriments (environ 6 à 7 mg/L de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et 0,15 à 0,2 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). (Flipo, 2001, 2004, 2007)

Le site pour la mesure en continu de l'oxygène a été choisi en amont d'un moulin situé à Pommeuse pour des raisons pratiques. On peut de plus profiter de la canalisation de l'écoulement par une brèche dans le seuil pour placer le capteur dans la veine d'eau principale. L'optode est placée dans une zone d'écoulement peu turbulent pour éviter de mesurer une concentration augmentée par les remous qui favorisent la réaération.

Le site des mesures de productions brutes et nettes a été choisi au niveau du pont de Tresmes, pour son accès facile avec des berges en pente plus douce que sur le reste du lit. Le sédiment est sableux, souvent riche en débris coquilliers, et il présente une porosité de 0,65 à 0,7 sur son premier centimètre (Lalande, 2004). Des zones de dépôt plus vaseux, riche en débris végétaux, existent dans les zones de plus faible courant. Dès la mi-avril, le biofilm est assez développé, formant par endroit des structures filamenteuses et produisant localement des bulles d'oxygène en excès.

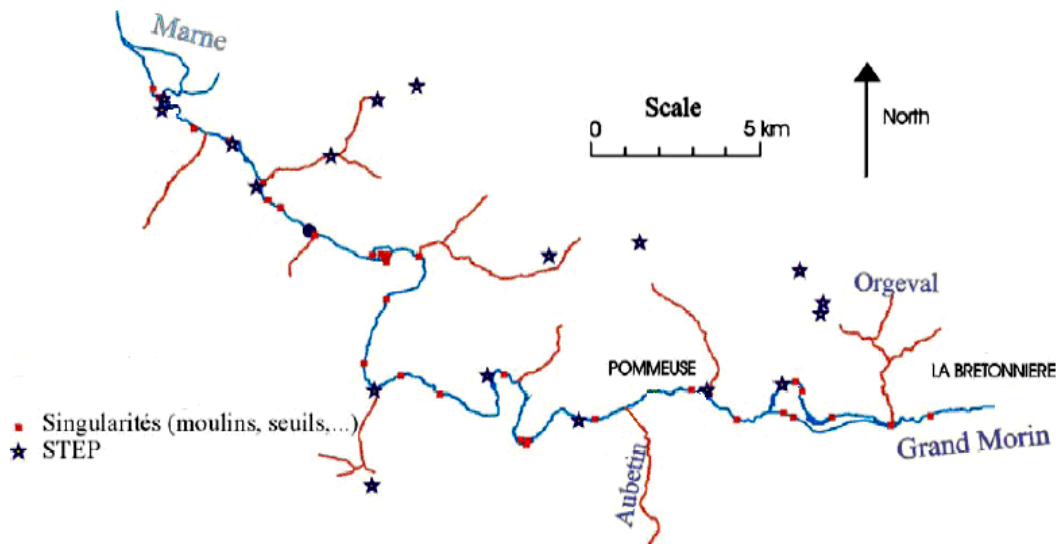
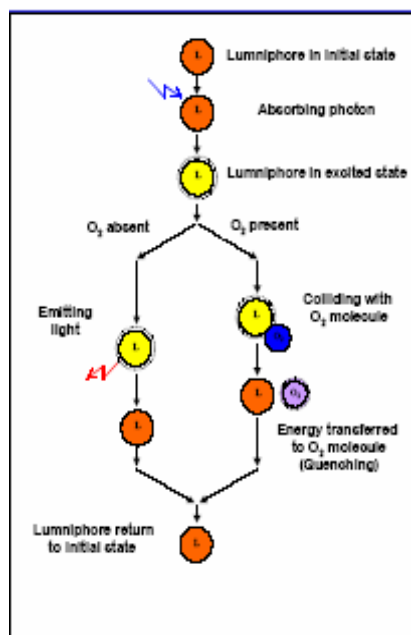
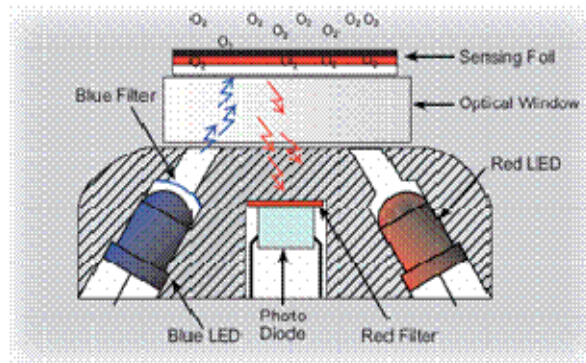


Figure 2: Carte du Grand Morin

### 3.2. Mesures d'oxygène dans la colonne d'eau : les optodes

*Principe du capteur optode Aanderaa*





**Système optique des optodes Aanderaa 3830 et 3930  
(Oxygen optode manual, Aanderaa)**

*Figure 3 : principe de fonctionnement des luminophores en présence d'oxygène*

La mesure de la pression partielle d'oxygène dissous ( $pO_2$ ) par les optodes commercialisées par Aanderaa depuis 2001 est fondée sur la capacité de certaines molécules à produire une fluorescence variant avec les conditions environnementales (Figure 3). La fluorescence correspond à la capacité de certaines molécules à absorber de la lumière et à la réémettre ensuite avec une énergie inférieure. Ce type de molécule est appelé luminophore. Après absorption de l'énergie lumineuse, le luminophore se trouve dans un état excité. Il retournera à son état stable en émettant un photon d'énergie moindre. En présence d'oxygène, le luminophore transmet une partie de son excitation aux molécules d' $O_2$ . Le signal réémis par le capteur est donc d'intensité diminuant proportionnellement à la concentration en oxygène. Ce processus de transfert d'énergie porte le nom de « quenching » signifiant extinction. Le luminophore employé dans l'optode 3830 est un complexe porphyrine platine au sein d'une membrane en polymère. Excité en lumière bleu vert (505 nm), la membrane renvoie une lumière rouge (585nm). En présence d'oxygène, cet effet de fluorescence va être partiellement supprimé.

Cependant, l'intensité du signal réémis n'est pas le paramètre optimal pour mesurer la concentration en oxygène car il dépend d'autres facteurs, dont le blanchiment de la couverture protectrice. On utilise une autre propriété, le temps de retard ou « lifetime », qui est lié à la concentration en oxygène. Le signal est réémis d'autant plus vite que la concentration en oxygène est faible.

Le principal avantage des optodes par rapport aux électrodes est leur grande stabilité dans le temps. Elles ne sont plus sensibles au confinement (« stirring sensitiveness ») car elles ne consomment pas l'oxygène. Les études de terrain ont montré qu'elles n'étaient pas non plus sensibles à la colonisation par des organismes encroûtant (« fouling »), tant que l'activité métabolique de ces derniers reste négligeable.

La gamme de mesure prévue va de 0 à 500  $\mu\text{mol/L}$  avec une résolution inférieure à 1  $\mu\text{mol/L}$  et une précision inférieure à 5% ou 8  $\mu\text{mol/L}$ . La calibration de l'optode est faite par le fournisseur, qui donne les valeurs des coefficients utilisés dans la formule de conversion des données brutes. Pour vérifier la bonne calibration de l'optode, des titrations de Winkler sont effectuées lors de la mise à l'eau et de la récupération de l'optode. La titration Winkler est la méthode la plus fiable pour mesurer la concentration en oxygène dans l'eau. Dans le cadre de cette étude, elle était employée d'une part pour effectuer la comparaison avec les mesures réalisées par l'optode et d'autre part pour calibrer les microélectrodes.

Les premiers résultats publiés relatifs à l'acquisition de longue série de mesures (20 mois) à l'aide d'optodes confirment la stabilité et la très grande précision (2 $\mu\text{M}$ ) de cette nouvelle génération de capteurs (Tengberg et al, 2006).



Figure 4 : Le datalogger Aanderaa et l'électronique de mesure du RCM9

L'optode est couplée à un datalogger RCM 9 d'Aanderaa, qui permet de combiner trois capteurs (pression, température et oxygène) et de stocker les données en continu sur un DSU 1995E (Figure 4). L'ensemble est installé dans un conteneur métallique prévu pour aller jusqu'à 6000m de profondeur. Le capteur de température 3621 est une thermistance dont la résolution est de 0,1% de la gamme de température sélectionnée, la précision de 0,05°C et le temps de réponse de 12s. Le capteur de pression 3815 est une piézorésistance dont la résolution est de 0,1% de la gamme de pression choisie et la précision de 0,25% de cette gamme. Les dates sont toutes données en heure locale, c'est à dire heure solaire plus 2 heures.

## 4. Résultats et discussion

### 4.1. Variations d'oxygène dissous dans la rivière

#### 4.1.1 Hiver 2005-2006

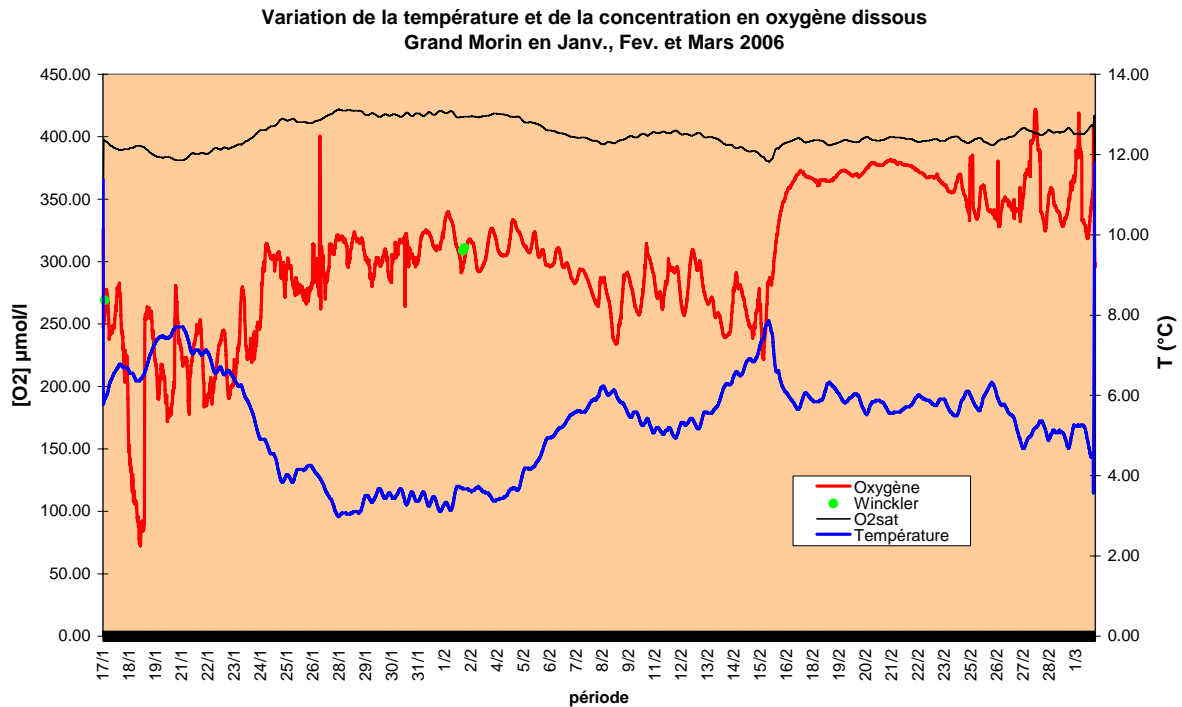


Figure 5 : Variation temporelle des teneurs en oxygène et des températures dans le Grand Morin pendant l'hiver 2005-2006

Ces mesures effectuées en hiver montrent une forte variabilité de la teneur en oxygène dans la rivière puisque celle-ci varie de moins de 100 µmol/l le 18/1 à presque 400 µmol/l après la crue (Figure 5). L'hydrologie de la rivière joue un rôle important dans les variations de cette teneur avec notamment la crue annuelle de Février qui est détaillée ci-dessous. Les températures de Janvier varient entre 4 et 7°C avec un pic à 8°C en fin de crue. Au cours de cette période, l'eau du Grand Morin est sous-saturée vis-à-vis de l'oxygène, la saturation variant de 370 à 410 µmol/l.

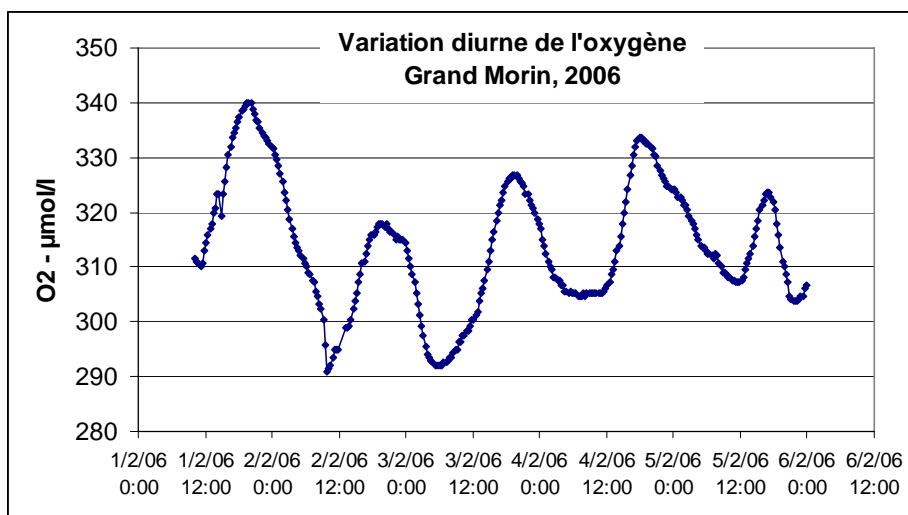


Figure 6 : Variation diurne de la teneur en oxygène dans le grand Morin pendant l'hiver

Les variations diurnes lors des périodes de calme hydrologique (débit de l'ordre de 3 m<sup>3</sup>/s) montrent des oscillations de la concentration en oxygène de faible amplitude (20-30 µmol/l) qui sont corrélées avec le cycle de lumière, les augmentations ayant lieu lors de la journée (Figure 6). Ces oscillations paraissent toutefois dues à l'alternance photosynthèse respiration de la biomasse périphtyque, peu marquée en période hivernale.

Le 11 Février, une crue annuelle (débit de pointe > 20 m<sup>3</sup>/s) débute lors de fortes pluies (Figure 7). Le débit est maximal le 12 Février et les forts débits se poursuivent jusqu'au 17 Février, avant de retrouver une valeur moyenne vers le 25 Février.

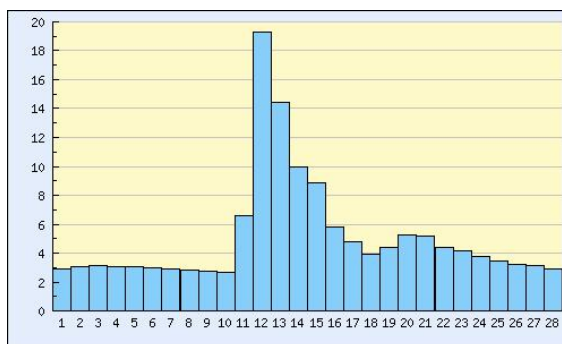


Figure 7 : débits journaliers en Février 2006 (m<sup>3</sup>/s) montrant la crue du 12/2

Lors de cet épisode pluvieux, la mesure de l'oxygène dans le Grand Morin montre un signal décalé dans le temps. En effet, les concentrations en oxygène ne commencent à baisser de manière importante que le 13 Février, ce qui pourrait s'expliquer par la remise en suspension de matériel particulaire réactif lors de cette crue (Figure 8). Par ailleurs, dans la journée du 16 Février, alors que les débits diminuent, la concentration en oxygène dissous augmente de 250 µmol/l à près de 380 µmol/l, la température de l'eau s'abaissant de 2 °C.

Les fluctuations de la concentration en oxygène dissous reprennent de manière irrégulière plusieurs jours après la crue.

Finalement il semble que la crue influence le fonctionnement biogéochimique du Grand Morin dans ce secteur à la fois par le biais des processus de photosynthèse et de respiration. En premier lieu elle remet en suspension les sédiments accumulés lors de la période précédente de bas débit ce qui expliquerait que pendant la crue les processus de respiration dans la colonne d'eau y maintiennent des concentrations basse en oxygène dissous. Ce n'est qu'au début de la phase de décrue, lorsque la capacité de transport de particules, minérales et organiques, de la rivière s'abaisse, que l'oxygénation



de la colonne d'eau se rapproche de la saturation. La crue a également pour effet d'éroder le compartiment périphtyque ce qui expliquerait la faible amplitude des fluctuations journalières de l'oxygène dissous après la crue.

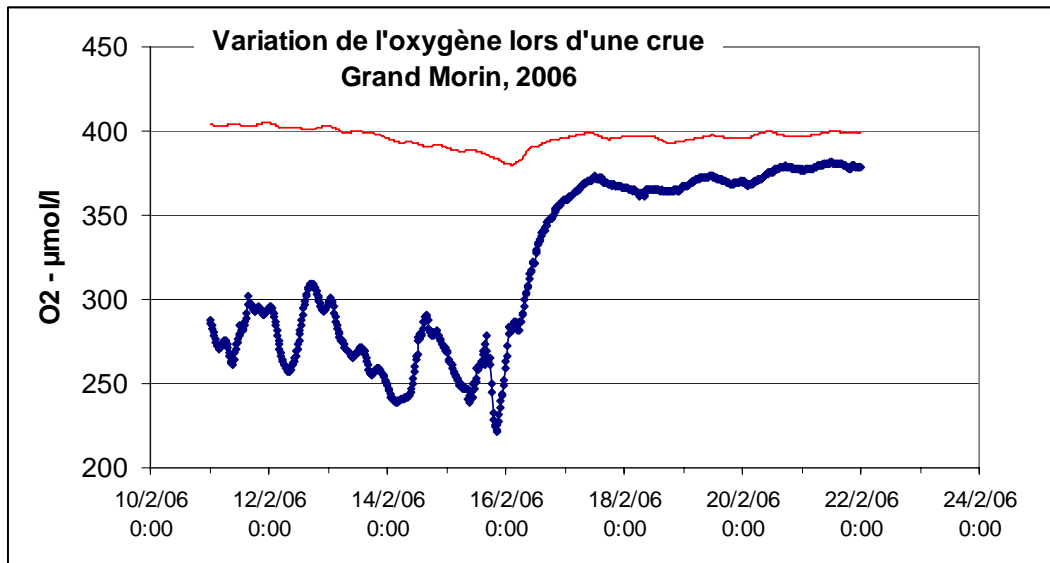


Figure 8 : variation de la teneur en oxygène dans le Grand Morin entre le 10 Février 2006 et le 22 Février 2006. En noir, les mesures faites par l'optode, en rouge le calcul de la saturation à la température in situ

#### 4.1.2 Été 2006

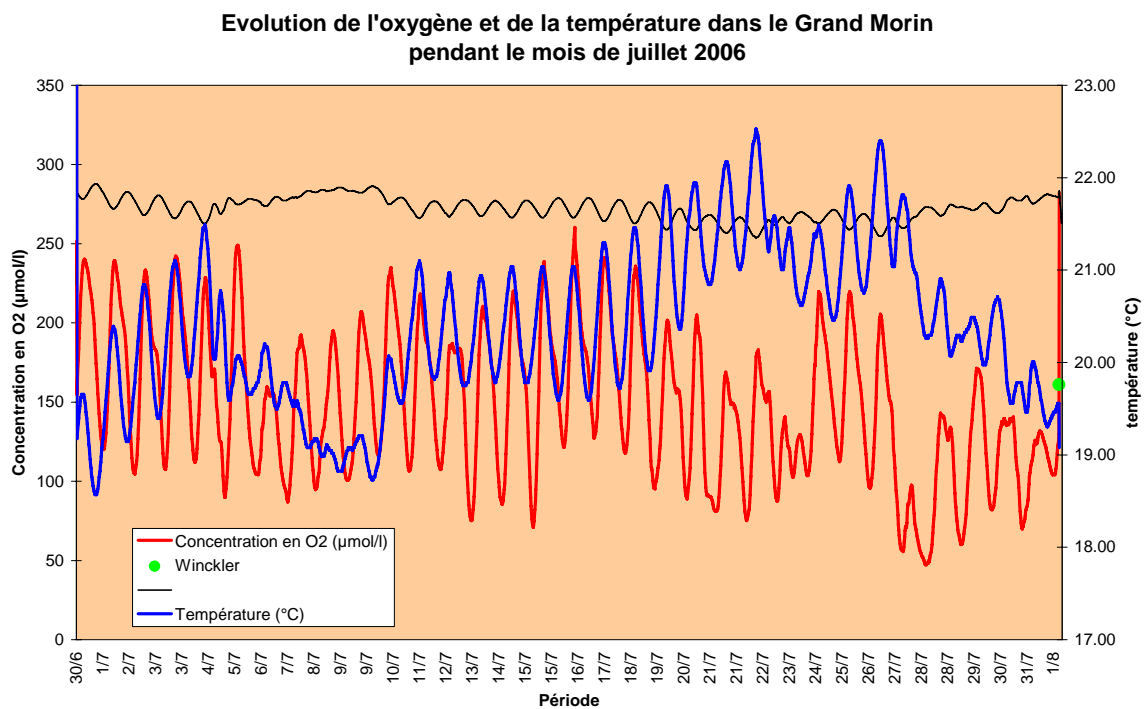


Figure 9 : Teneur en oxygène dans le Grand Morin mesurée pendant l'été 2006. En rouge, les variations de l'oxygène, en bleu la température (axe à droite), en noir la concentration théorique à saturation avec l'oxygène

Lors de ce déploiement qui a eu lieu entre le 30 Juin et le 1<sup>er</sup> Août 2006 (Figure 9), les concentrations d'oxygène dans la rivière montrent de fortes variations nyctémérales selon une période de 24 h. L'amplitude de la variation est de 100-160  $\mu\text{mol/l}$  d'oxygène, beaucoup plus importante que les amplitudes observées en hiver. Les températures d'eau sont élevées, le mois de Juin et Juillet ayant été chauds dans le bassin parisien. On note surtout la sous-saturation permanente de la colonne d'eau vis-à-vis de l'atmosphère qui montre le caractère hétérotrophe de la rivière pendant l'été, comme cela avait été observé lors de l'été 2005.

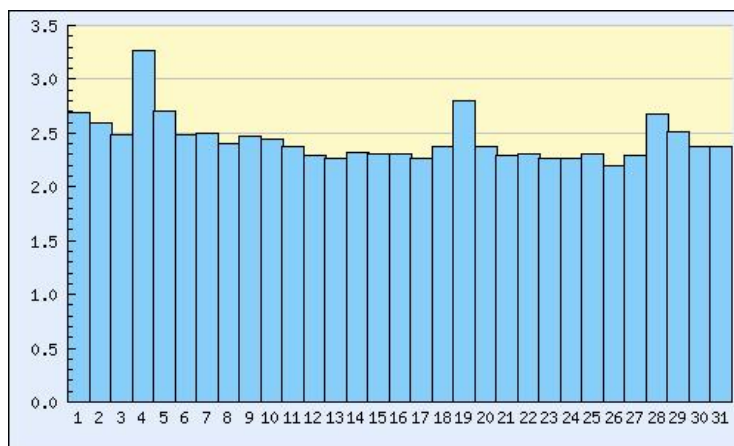


Figure 10 : débits journaliers en Juillet 2006 (m<sup>3</sup>/s )

Les flux d'eau sont à leur niveau habituel pour cette période de l'année avec des moyennes s'établissant autour de 2,5 m<sup>3</sup>/s pour le mois de Juillet (Figure 10).

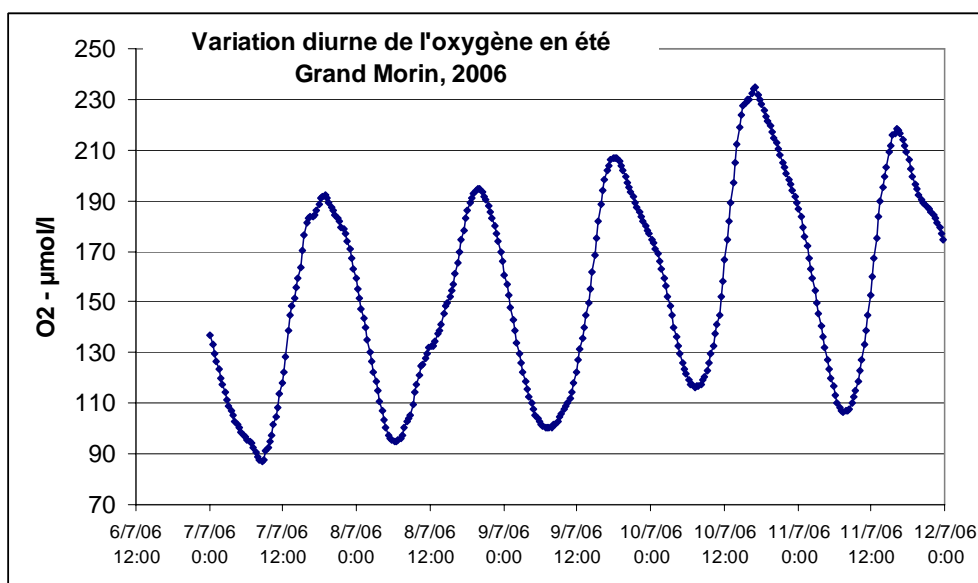


Figure 11 : variation de la teneur en oxygène dans le Grand Morin au début Juillet 2006. En noir, les mesures faites par l'optode.

Comme décrit ci-dessus, les concentrations d'oxygène dans la rivière montrent de fortes variations nyctémérales de période 24 h. Entre le 6 et le 10 Juillet (Figure 11), les conditions météorologiques se dégradent, la température de l'eau ne variant pas pendant la journée et décroissant de 1°C en quelques jours. L'amplitude de la variation est de 100  $\mu\text{mol/l}$  d'oxygène, les pics se produisent en début de soirée, les minima en fin de nuit. La reprise de la production primaire dès

l'apparition du soleil infléchit la pente de la courbe  $O_2 = f(t)$  jusqu'à en inverser le sens quand la production devient assez forte pour contrebalancer la respiration du système. Dans cette période de calme hydrologique, les cycles se répètent de manière régulière avec une augmentation des minima et des maxima qui correspond en partie ( $10 \mu\text{mol/l}$ ) à la baisse de température observée à cette période.

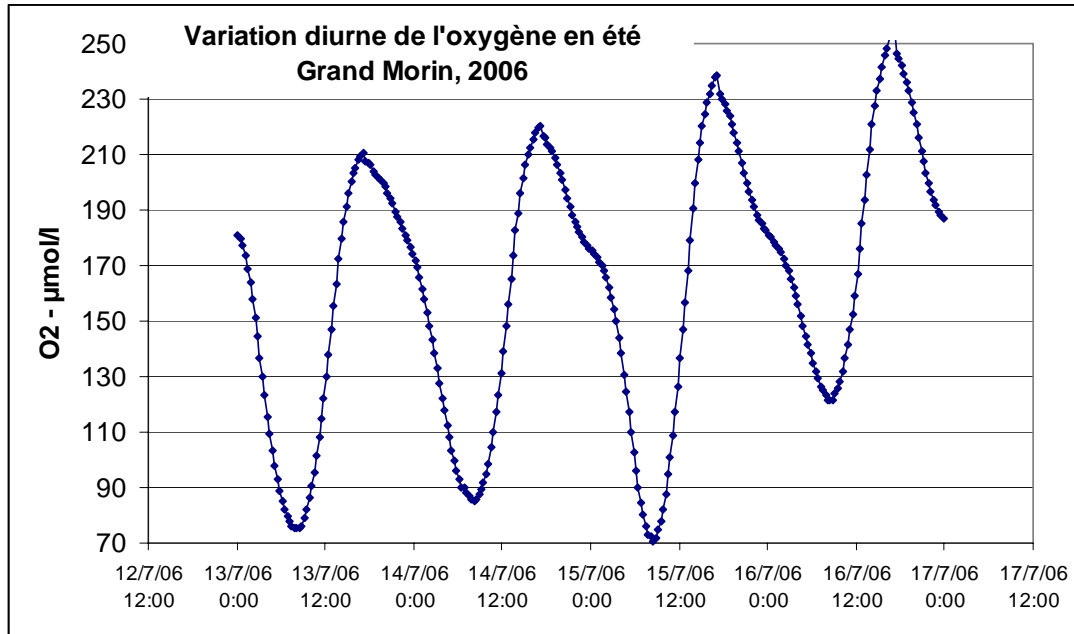


Figure 12 : variation de la teneur en oxygène dans le Grand Morin mi- Juillet 2006. En noir, les mesures faites par l'optode

Lors de la période du 12 au 15 Juillet, l'ensoleillement est plus important et les variations de températures jour-nuit sont plus marquées (Figure 9). L'amplitude de la variation d'oxygène dans le Grand Morin est également plus importante avec des variations de  $140$  à  $160 \mu\text{mol/l}$  (Figure 12, le 15 Juillet). Les concentrations sont toujours sous-saturées vis-à-vis de l'oxygène ce qui montre le caractère hétérotrophe de ce cours d'eau.

#### 4.1.3 Automne 2006

Deux séries de mesures ont été effectuées pendant l'automne 2006. La première série de mesure a duré une semaine du 10/10 au 18/10. Elle visait principalement à coupler mesures en continu et prélèvements intégrés. La seconde série a duré 6 semaines entre le 10/11 et le 20/12.

Pour la série longue (Figure 13), l'évolution de la concentration en oxygène dissous montre d'abord une diminution régulière entre le 10/11 et le 18/11, puis une augmentation régulière jusqu'au 20/12, avec des épisodes de baisse rapide de la concentration.

Les oscillations nyctémérales de la concentration en oxygène sont toujours visibles, mais leur amplitude n'est que de  $50 \mu\text{M}$  au maximum (du 10/11 au 17/11), plus faible que pendant la période estivale ( $\sim 150 \mu\text{M}$ ). Les variations diurnes de températures sont également très faibles.

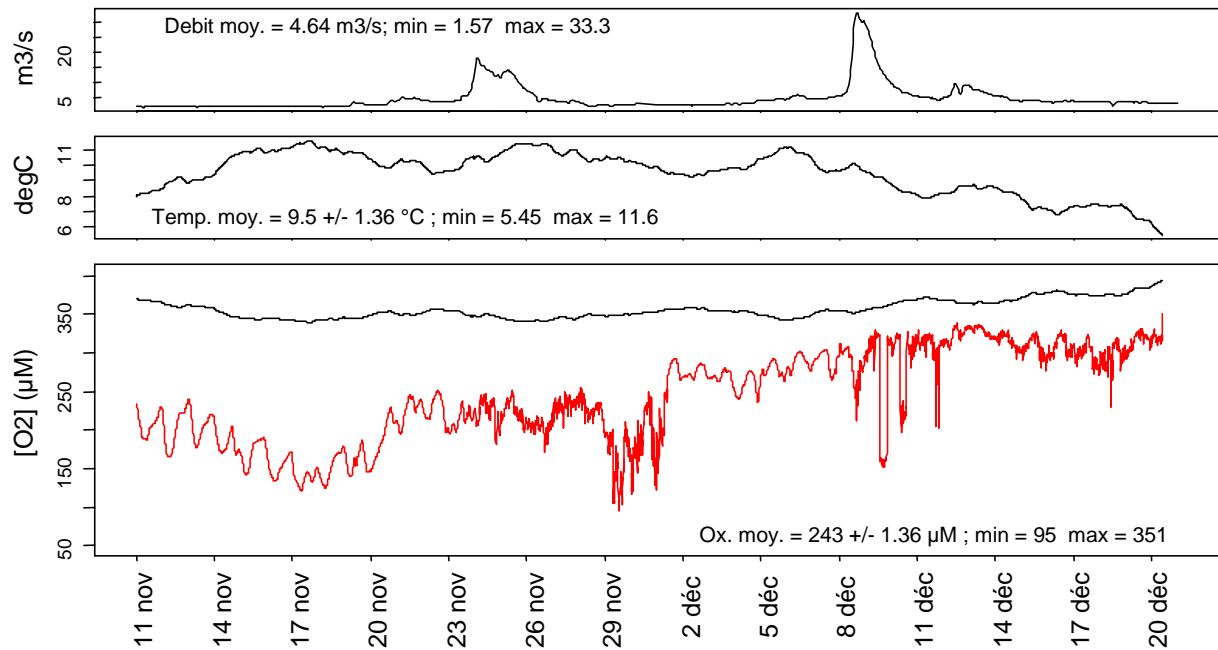


Figure 13: Débits instantanés, température de l'eau et teneur en oxygène dans le Grand Morin mesurée pendant l'automne 2006. En rouge, les variations de l'oxygène, en noir la concentration théorique à saturation avec l'oxygène

Pendant toute cette période, la concentration en oxygène de la rivière est sous saturée vis à vis de l'atmosphère. Toutefois en décembre, la sous saturation est moins intense, avec des journées au cours desquelles la concentration en oxygène dépasse régulièrement 90% de saturation. Le fonctionnement hétérotrophe de la rivière est donc également établi pour l'automne, mais apparaît moins marqué pour le mois de décembre.

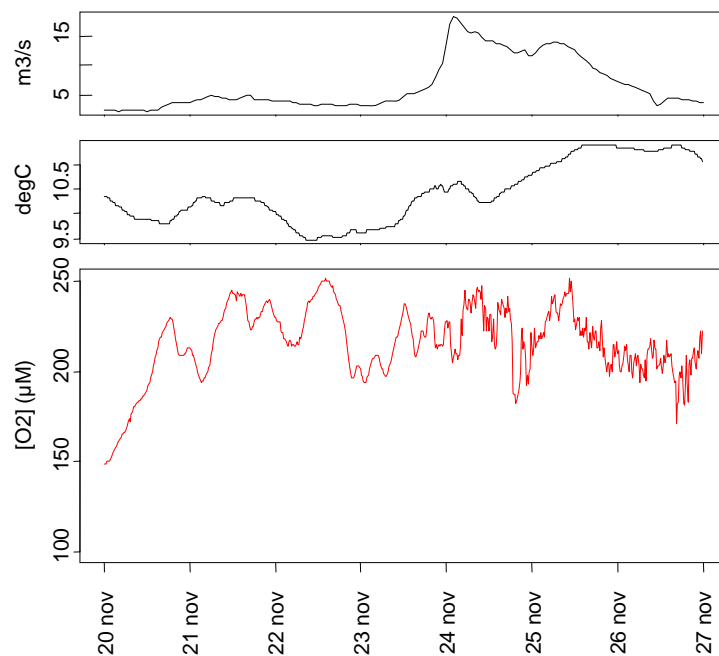


Figure 14 : Débits instantanés, température de l'eau, et variation de la teneur en oxygène dans le Grand Morin pendant la crue de novembre 2006

Deux épisodes de crues sont intervenus au cours de cette période. En novembre la crue débute le 23 novembre et s'étend sur 3 jours avec un débit instantané de pointe enregistré le 24/11 à 18 m<sup>3</sup>/s, pour un débit journalier moyen de 14 m<sup>3</sup>/s (Figure 14). La montée de l'eau provoque principalement une atténuation voire une quasi disparition des oscillations nyctémérales de la teneur en oxygène. En décembre, l'hydrogramme indique une crue de fréquence annuelle, avec un débit maximum instantané de 33 m<sup>3</sup>/s atteint le 8/12. Au cours de cette crue, on observe à nouveau une atténuation des oscillations diurnes pour l'oxygène, mais également des chutes brutales de la concentration en oxygène. Ces épisodes de désoxygénation interviennent plus de 24 heures après le pic de crue, et durent de 6 à 8 heures. Leur interprétation demeure délicate. Il n'est pas possible d'exclure totalement un artefact de mesure. La baisse de la concentration en oxygène dissous pourrait être provoqué par l'accumulation temporaire de débris végétaux sur le dispositif immergé. Ce type d'accumulation a été observé suite à des crues lors des sorties destinées à l'entretien ou au retrait du dispositif de mesure. Toutefois, en pareils cas, la diminution de la concentration en oxygène dissous attribuable à un tel artefact a pu être mesurée et ne compte que pour 30 à 40 µM d'atténuation (environ 10% du signal). Aussi, les baisses de concentrations en oxygène dissous observées pourraient également résulter du passage de masses d'eau désoxygénées.

#### 4.2. Couplage entre oxygène dissous et azote ammoniacal sur un cycle journalier

En octobre, une série de mesure a été acquise sur une semaine, pendant une période de temps sec et de calme hydrologique. Un préleveur automatique PB MOS non réfrigéré a été installé au bord de la rivière pour réaliser un prélèvement horaire intégré pendant près de 24 h entre le 17/10 et le 18/10. Le programme exécuté consiste à remplir chaque flacon en prélevant une aliquote de 70 mL d'eau toutes les 6 minutes pendant une heure. Une fois le cycle terminé, la mesure de la conductivité spécifique, du pH et de la température est réalisée dans chaque flacon. Puis de retour au laboratoire les échantillons ont été filtrés sur filtres GFF 0.45 µm préalablement grillés. Sur l'eau filtrée, l'azote ammoniacal (NH<sub>4</sub>-N) a été dosé par colorimétrie à 690 nm en utilisant les réactifs Merck Spectroquant (EPA 350.1 et APHA 4500-NH<sub>3</sub>).

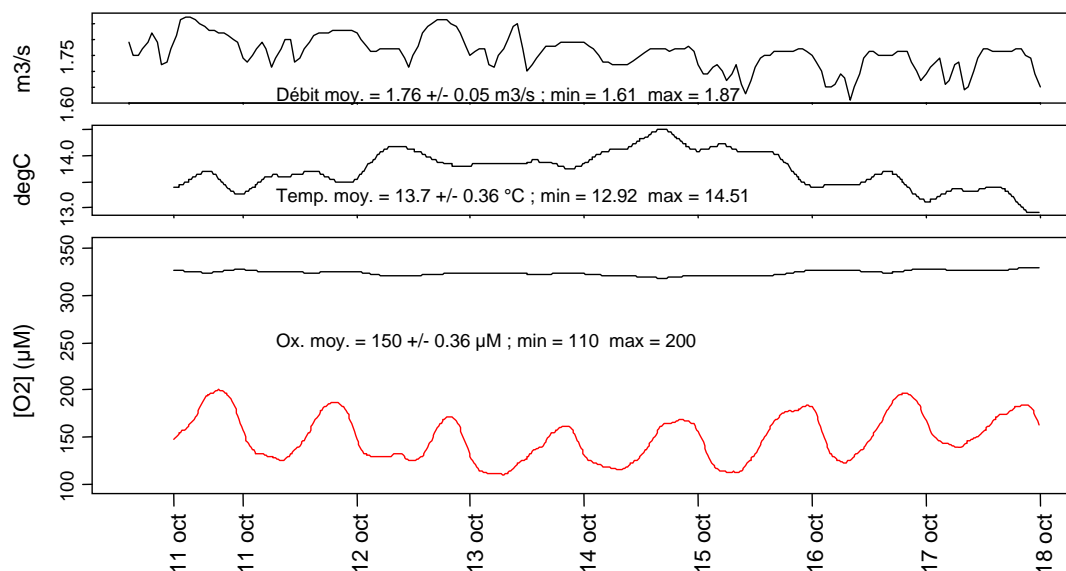


Figure 15: Débits instantanés, température de l'eau, et variation de la teneur en oxygène dans le Grand Morin mi octobre 2006

Au cours de la période précédent le cycle journalier, les variations de l'oxygène dissous suivent un rythme d'oscillations de période 24 h et d'amplitude 50 à 70 µM (Figure 15). Les valeurs maximales d'oxygène dissous sont atteintes en fin de journée (18:00 GMT) et les minima en fin de

nuit (6:00 GMT). La rivière fonctionne en hétérotrophie puisque la valeur moyenne de saturation est de 45% pour la période considérée.

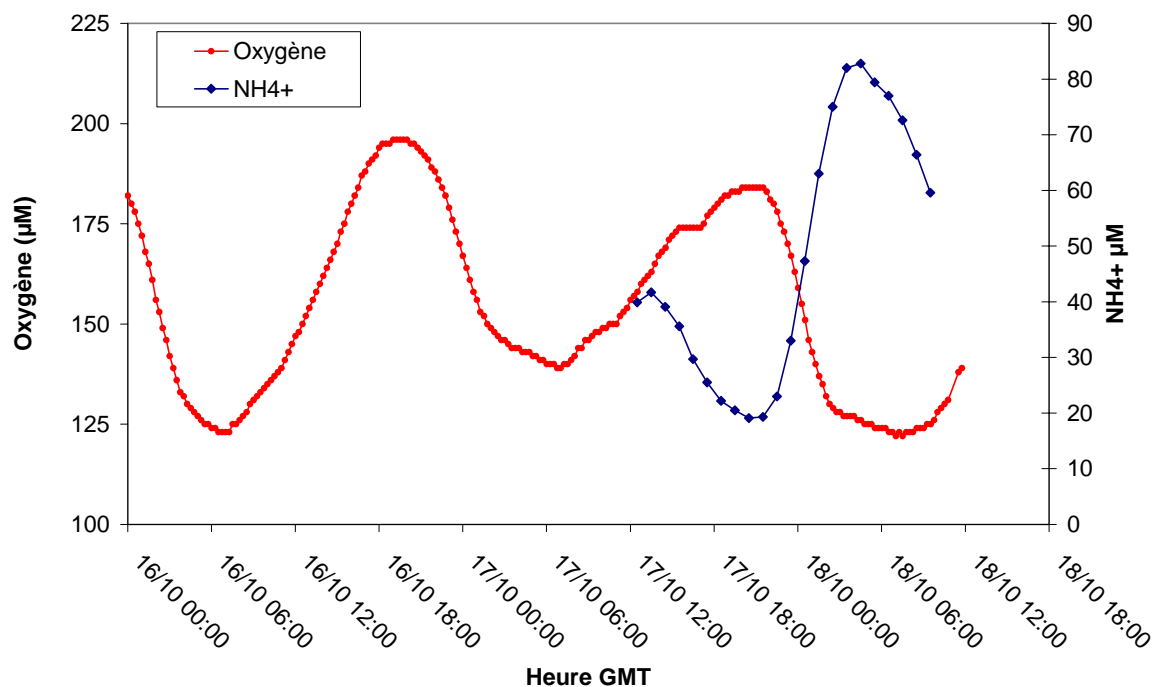
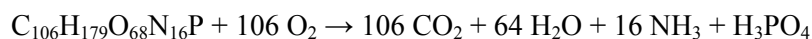


Figure 16: variation de la teneur en azote ammoniacal  $\text{NH}_4\text{-N}$  (en bleu) dans le Grand Morin mi- octobre 2006. En rouge, les mesures faites par l'optode.

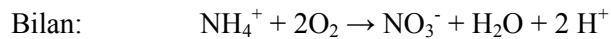
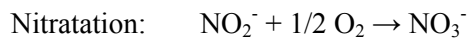
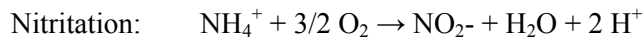
Les résultats obtenus pour la période considérée montrent clairement que la variation de la concentration en azote ammoniacal suit une tendance opposée aux variations d'oxygène dissous. Les valeurs maximums de concentration en  $\text{NH}_4\text{-N}$  (83  $\mu\text{M}$ , soit 1,1  $\text{mgN/L}$  de  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) sont mesurées en fin de nuit lorsque les concentrations d'oxygène dissous atteignent leurs minimums (126  $\mu\text{M}$ ). A l'inverse, les concentrations minimums en  $\text{NH}_4\text{-N}$  (20  $\mu\text{M}$  soit 0,3  $\text{mgN/L}$  de  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) sont observées en fin de journée alors que l'enregistrement de l'oxygène dissous fournit les valeurs maximums de concentration (184  $\mu\text{M}$ ). Même si la corrélation entre ces deux paramètres ( $r^2 = 0,94$ ,  $n = 22$ ) apparaît significative, l'interprétation de la valeur de la pente de la droite de régression doit rester prudente. Le rapport des concentrations  $[\text{NH}_4\text{-N}]/[\text{O}_2]$  vaut -1 pour ce jeu de données, ce qui implique une stoechiométrie d'une mole d'oxygène consommée pour une mole d'azote ammoniacal présente.

D'un point de vue réactionnel, les processus susceptibles de faire varier conjointement l'azote ammoniacal et l'oxygène dissous sont l'ammonification et la nitrification. L'ammonification, dérivée de la respiration aérobie correspond à l'oxydation de l'azote organique, par des bactéries hétérotrophes, qui implique une consommation d'oxygène et une production d'azote ammoniacal. Pour les systèmes aquatiques, cette réaction bilan peut s'écrire telle que :



Dans cette équation, la stoechiométrie des rapports C/N et C/P correspond à la biomasse océanique. Pour une matière organique continentale, le rapport C/N a tendance à augmenter. Dans tous les cas, cette réaction implique une production variant entre 0,01 et 0,15 mole d'azote ammoniacal pour une mole d'oxygène consommée.

La nitrification est une réaction d'oxydation de l'ammonium par les bactéries qui conduit à une consommation d'oxygène pour une consommation d'azote ammoniacal. L'équation du bilan de la nitrification dérive de la somme des processus de nitritation et de nitratation.



La nitrification entraîne la consommation de deux moles d'oxygène dissous pour une mole d'azote ammoniacal oxydée. Ce processus bien connu dans la Seine, peut conduire à des épisodes de désoxygénation très importants de la masse d'eau.

L'interprétation rigoureuse et complète des variations mesurées nécessitera une étape de modélisation adaptée à la rapidité des processus qui affectent l'azote et l'oxygène dans le Grand Morin. La stoechiométrie apparente observée (Figure 16) résulte d'une somme de processus biogéochimiques (dégradation aérobie de la matière organique, nitrification) et physiques (réaération) se déroulant selon des constantes cinétiques très variables.

La station d'épuration de Coulommiers, qui rejette ses effluents 7 km en amont du point de mesure, pourrait être à l'origine de variations de concentration d'azote ammoniacal dans la rivière. Cette hypothèse implique que le débit et/ou la concentration en azote ammoniacal de l'effluent ne sont pas constants sur une durée de 24 h. L'hypothèse de l'influence d'un rejet de STEP est cohérente avec les mesures de conductivité spécifique dans la rivière (Figure 17). La conductivité suit la même tendance que l'azote ammoniacal. L'amplitude observée pour la conductivité est de 25  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Cet écart est faible, compte tenu de l'incertitude de la mesure ( $\pm 5 \mu\text{S}/\text{cm}$ ), mais significatif. Cette variation de la conductivité ne peut pas être expliquée par la seule augmentation liée à l'azote ammoniacal que l'on estime par le calcul à 4 à 5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Avec un volume journalier moyen collecté de 4000  $\text{m}^3/\text{j}$ , la charge de l'effluent en sortie de la station d'épuration de Coulommiers peut être estimée entre 25 et 50  $\text{mgN}/\text{L}$  d'azote ammoniacal (Flipo, 2005). A cette période, le débit moyen journalier du Grand Morin vaut 1,8  $\text{m}^3/\text{s}$ , et la simple dilution de cet effluent permettrait d'expliquer une augmentation de 0,5 à 1  $\text{mgN}/\text{L}$ . Les concentrations d'azote mesurées dans la rivière sont comprises entre 0,3 à 1,1  $\text{mgN}/\text{L}$ , et correspondent donc aux ordres de grandeurs évalués précédemment.

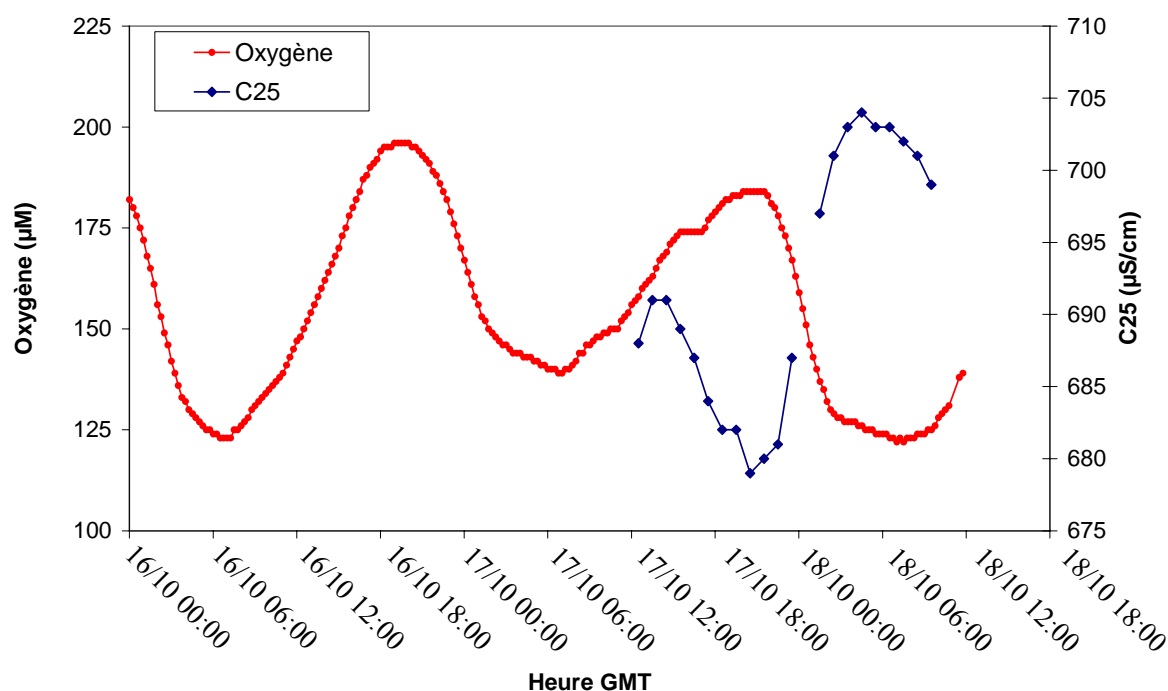


Figure 17: variation de la conductivité spécifique (en bleu) dans le Grand Morin mi- octobre 2006. En rouge, les mesures faites par l'optode.

Cependant pour que la station d'épuration de Coulommiers soit à l'origine de telles variations en azote ammoniacal dans le Grand Morin et que cette observation se reproduise durablement, il faudrait que les rejets soient fortement non permanents, le flux total journalier étant rejeté pendant une courte durée. Ce type de fonctionnement irrégulier d'une station d'épuration traitant les eaux usées d'une population raccordée de 14 000 habitants paraît peu vraisemblable.

Par ailleurs, si on admet que des apports significatifs de matière organique d'origine rurale et urbaine parviennent au Grand Morin, on peut considérer qu'une production d'ammonium résultera du processus d'ammonification de la matière organique allochtone d'une part, mais également autochtone, produite par la biomasse en excès dans ce cours d'eau eutrophe. Cependant ce processus de minéralisation de la matière organique est vraisemblablement également pseudo permanent, non périodique.

Afin d'expliquer les variations observées de concentration en ammonium, il serait enfin possible d'envisager une consommation préférentielle de l'ammonium par la biomasse périphtyque, les concentrations les plus faibles, correspondant aux maxima de prélèvement d'azote ammoniacal, étant en phase avec les maxima d'activité photosynthétique et d'oxygène dissous.

Il convient néanmoins de rester prudent sur l'interprétation de ces observations simultanées de la conductivité, de l'oxygène dissous et de l'ammonium. En effet, les mesures en continu de l'ammonium n'ont été réalisées que sur une seule journée à l'aide d'un préleveur. Cette technologie permet difficilement l'acquisition sur de longues périodes, pour des raisons de maintenance du préleveur et de conservation des échantillons. L'utilisation de capteurs de mesure en continu, encore peu répandus du fait de leur prix et de la difficulté de leur mise en œuvre dans le milieu naturel, devrait permettre dans un avenir proche de dépasser cette limite technologique.



## 5. Conclusion

Les mesures effectuées au cours du printemps 2005 sur les sites étudiés du Grand Morin nous indiquent que la production primaire brute et la respiration benthiques sont de l'ordre de 100 mg-O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/h, avec une production nette positive de 50 à 300 mgO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/h pour les zones à biofilm, et une consommation nette positive d'oxygène de l'ordre de 300 mgO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/h pour l'ensemble de l'écosystème. Ces ordres de grandeur sont cohérents avec les études ponctuelles effectuées par les micro-électrodes in situ (rapport PIREN 2004). Le Grand Morin, au moins dans sa partie aval (les 50 derniers kilomètres), et ce fait est confirmé par les mesures de 2006, se caractérise par un comportement fortement hétérotrophe. Se superposant aux cycles nycthémeraux photosynthèse-respiration, les processus de respiration benthique maintiennent le plus souvent la rivière en nette sous saturation en oxygène dissous.

Cependant il n'est pas possible de conclure de manière définitive sur les importances relatives de chacun de ces processus et apports : photosynthèse, respiration, nitrification, impact des apports ponctuels et diffus. En effet, les mesures relatives à l'azote ammoniacal n'ont pu être réalisées que sur un cycle de 24 heures au mois d'octobre 2006. Les hypothèses proposées devront être validées à la suite de séries de mesure supplémentaires, en plusieurs sites et si possible simultanément. La mesure de la pression partielle de CO<sub>2</sub> apparaît maintenant incontournable pour caractériser le fonctionnement trophique de ce type de rivière. Ce paramètre va justement faire l'objet d'actions spécifiques lors de la phase 5 du PIREN Seine. Le couplage des mesures de CO<sub>2</sub> avec des mesures d'oxygène dissous en continu et des cycles journaliers de nutriments renforcera la cohérence des données biogéochimiques qui doivent être acquises. Ces données devront être interprétées par la modélisation, afin de quantifier ces processus en interaction et de tester les hypothèses permettant d'expliquer des variations observées. Comme pour les cours d'eau principaux tels que la Seine et la Marne dans lesquels la mesure en continu (débit, température, conductivité, oxygène dissous, carbone organique total, ammonium, chlorophylle-a...) se développe, notre compréhension du fonctionnement écologique des cours d'eau de plus petits ordres passe par l'acquisition de données biogéochimiques en continu. Les campagnes de terrain menées sur le Grand Morin le montrent. Dans ces petits cours d'eau les fluctuations de concentrations sont, pour la plupart des variables, plus marquées que dans les cours d'eau plus importants où le mélange des diverses contributions contribue à lisser les variations de concentrations.

## 6. Bibliographie

- Even, S., Modélisation d'un système fluvial : la seine, Le modèle ProSe, 1995, *Thèse de doctorat, Ecole des Mines de Paris, CIG*,
- Even, S., et al., Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows. *Ecological Modelling*, 2004. **173**(2-3): p. 177-196.
- Flipo, N., Site atelier du Grand Morin : modélisation biogéochimique et étude d'un compartiment benthique. *Mémoire de maîtrise (DEA)*, 2001.
- Flipo, N., et al., Biogeochemical modelling at the river scale: plankton and periphyton dynamics: Grand Morin case study, France. *Ecological Modelling*, 2004. **176**(3-4): p. 333-347.
- Flipo N., 2005, Modélisation intégrée des transferts d'azote dans les aquifères et les rivières. Application au bassin du Grand Morin, 25 Mars 2005, *Thèse de doctorat* présentée le 25 Mars 2005 à l'Ecole des Mines de Paris, 238 pages.
- Flipo, N., Rabouille, C., Poulin, M., Even, S., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Lalande, M., 2007, Primary production in headwater streams of the Seine basin: the Grand Morin river case study, *Science of the Total Environment*, (*In press*).

- Lalande, M., La production primaire par les biofilms à l'interface rivière-sédiment. 2004, *stage d'option LSCE - CIG Ecole des Mines*.
- Marzolf, E.R., P.J. Mulholland, and A.D. Steinman, Improvements to the diurnal upstream-downstream dissolved oxygen change technique for determining whole stream metabolism in small streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1994. **51**: p. 1591-1599.
- Anders Tengberg, Jostein Hovdenes, Henrik Johan Andersson, Olivier Brocandel, Robert Diaz, David Hebert, Tony Arnerich, Christian Huber, Arne Körtzinger, Alexis Khripounoff, Francisco Rey, Christer Rønning, Jens Schimanski, Stefan Sommer, and Achim Stangelmayer. Evaluation of a lifetime-based optode to measure oxygen in aquatic systems, *Limnol. Oceanogr.: Methods*, 2006, 4:7-17.