

IMPACT D'UN TRAITEMENT A LA PAILLE D'ORGE SUR LE DEVELOPPEMENT DES CYANOBACTERIES DANS L'ETANG DU PONT ROUGE AU QUESNOY

Mars 2011



GEOSYSTEMES

 Université
Lille1
Sciences et Technologies



 AGENCE DE L'EAU
ARTOIS-PICARDIE

www.eau-artois-picardie.fr

Fiche de synthèse

L'enrichissement des milieux aquatiques en éléments nutritifs, en particulier en phosphore, conduit à des proliférations végétales, et notamment des efflorescences de cyanobactéries, encore appelées blooms. Plusieurs techniques préventives et curatives ont déjà été appliquées dans des plans d'eau du bassin Artois-Picardie avec des résultats mitigés. Très récemment, est apparue une nouvelle technique, basée sur la décomposition de la paille d'orge, supposée avoir un effet algistatique sur les populations algales et cyanobactériennes. Cette étude porte sur l'application de cette technique sur l'étang du Pont rouge au Quesnoy.

Le suivi a démarré en février 2010 et s'est achevé en novembre 2010, avec un épandage de 3 tonnes de paille sous forme de 150 boudins ensachés début mai 2010.

Les résultats montrent une bonne homogénéité des données dans **l'eau de surface** pour les 5 stations sélectionnées, indiquant que la masse d'eau est homogène sur l'ensemble de l'étang. Les températures évoluent fortement et passent de 5,9°C en février à 25°C en juillet. Les valeurs de conductivité sont comprises entre 390 et 480 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ avec des maxima observés en juillet, probablement liés à de faibles épisodes pluvieux et à l'évaporation qui concentre les sels dissous. Le plan d'eau est bien oxygéné pendant tout le suivi (état de saturation ou de sursaturation), avec cependant une baisse de 20% pour les mois de juillet et d'août qui correspondent à des périodes de faibles concentrations en chlorophylle. Par contre, la lumière ne pénètre pas profondément dans la colonne d'eau, et la transparence qui varie de 0,4 à 1,25 m est en moyenne de 0,75m. Les espèces adaptées à une faible luminosité sont donc plus compétitrices dans ce milieu. Les concentrations en chlorophylle a varient entre 8 et 83 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ tout au long du suivi avec un développement du phytoplancton même dans des périodes peu favorables comme en novembre et février. Les phosphates sont donc dans l'ensemble continuellement consommés dans l'étang et nous n'observons donc pas ici une régénération de sel nutritif pendant la période hivernale, qui semble plutôt curieusement avoir lieu pendant le printemps.

Le rapport Chla/Phéop est toujours supérieur à 1 indiquant que le renouvellement du phytoplancton se fait en permanence, mais un suivi haute fréquence permettrait peut être de mettre en évidence des séquences de production/dégradation plus fine. Un suivi en continu réalisé avec l'Algae Online Analyser (AOA, Bbe) entre début mai et fin juin a permis d'avoir une vision très fine de l'enchaînement du développement algal : les résultats montre la fin du bloom des diatomées fin avril, suivi d'une période plus claire (faibles concentrations en chl a) et le début de la croissance des algues vertes à partir de début mai. On enregistre également une augmentation des concentrations en cyanobactéries à partir du 24 mai. Le 04 juin, les cyanobactéries supplantent les algues vertes et forment un bloom visible à l'œil nu malgré la présence de la paille d'orge depuis 1 mois. Cette croissance des cyanobactéries coïncide avec des teneurs faibles en nitrates dans l'étang et un rapport N/P < 16, et de fait ce sont des cyanobactéries hétérocystées c'est-à-dire capables d'utiliser l'azote atmosphérique pour la photosynthèse qui prolifèrent.

Les sédiments de surface sont riches en eau (~ 80%) avec un tassement très hétérogène avec la profondeur selon les stations. De même, la granulométrie est très hétérogène dans les sédiments de surface. Sous l'interface eau-sédiment, les valeurs de potentiel rédox diminuent fortement indiquant que la colonne sédimentaire forme un milieu très réducteur. La matière organique, en particulier la matière organique végétale issue du phytoplancton, est en effet dégradée par les bactéries qui vont

donc consommer les oxydants présents, en tout premier lieu l'oxygène, puis les nitrates, les oxydes de fer et de manganèse et enfin les sulfates. Ainsi, les sédiments de surface sont un lieu de consommation de l'oxygène dissous et des nitrates présents dans la colonne d'eau. Ce comportement biogéochimique très classique des sédiments de surface va contrôler le devenir du phosphore dans les couches superficielles de la colonne sédimentaire. Cependant, la bonne oxygénation des eaux permet l'existence de formes oxydées du fer à la surface des sédiments. Les oxydes de fer vont pouvoir fixer le phosphore et ainsi limiter les teneurs en phosphore dissous à l'interface eau-sédiment. Sous cette interface et à partir des profondeurs où les oxydes de fer sont réduits (profondeur de 1-3 cm), les phosphates sont libérés. On observe ainsi une augmentation significative des concentrations en phosphates dissous avec des valeurs qui peuvent atteindre $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$. Dans les sédiments de l'étang, la présence d'oxydes de fer à l'interface eau-sédiment concentre le phosphore particulaire à environ 1 g.kg^{-1} , alors qu'à 5 cm de profondeur, les concentrations ont quasiment chuté de moitié. Ce résultat est très important pour le cycle du phosphore dans cet étang : on peut en effet supposer que si un épisode d'anoxie se produit à l'interface eau-sédiment une quantité importante de phosphates pourra très rapidement rediffuser dans la colonne d'eau.

La mise en place d'un **traitement à la paille d'orge** sur des plans d'eau de cette dimension apparaît difficile. Premièrement, l'aspect manutention, emballage et déploiement de la paille d'orge sur le plan d'eau demande un investissement humain conséquent estimé à environ 250 heures de travail. Deuxièmement, le maintien de la paille à la surface de l'eau n'a pas pu être réalisé durant cette expérimentation car il aurait fallu prévoir plus d'un millier de bouées pour soutenir les boudins de paille d'orge. Troisièmement, la dégradation de la paille d'orge ne s'est pas faite rapidement comme indiquée dans la bibliographie (CEH, 2004) ; cette paille est encore quantitativement présente un an après la mise à l'eau alors que sa dégradation totale aurait dû se produire sur la saison printanière.

Les efflorescences de cyanobactéries ont été limitées sur les plans d'eau de la région au cours de l'année 2010 en raison de conditions climatiques défavorables. De plus, elles ont été relativement brèves de sorte qu'un suivi bimensuel n'a pas été suffisant pour les répertorier exhaustivement sur le plan d'eau du Quesnoy. Le déploiement de la paille d'orge début mai n'a pas empêché l'apparition de cyanobactéries fin mai – début juin puis fin août - septembre. Par ailleurs la production de polyphénols (conséquence de la dégradation de la paille d'orge) responsables de l'action algistatique de ce traitement n'a pas pu être suivie car la méthode de dosage des polyphénols n'était pas assez sensible.

Les valeurs de chlorophylle a ne baissent pas significativement après l'épandage de la paille d'orge début mai. De même, la densité cellulaire du phytoplancton dans l'étang varie entre 4800 et 66800 cellules.mL⁻¹ mais aucune inflexion particulière n'est observée après l'épandage. Cela signifie que globalement, l'effet algistatique n'est pas démontré dans cette étude. Pour autant, il a été démontré qu'un tel traitement pouvait aussi stimuler certaines espèces d'algues, même si certains résultats pouvaient se montrer contradictoires. Dans notre cas, ces espèces n'ont pas montré de développements importants, voire ne se sont pas développées du tout dans l'étang au cours de cette étude.

En conséquence, l'effet du traitement à la paille d'orge dans l'étang du Pont Rouge n'a pas pu être mis en évidence au cours de cette étude, contrairement à certaines études antérieures. Etant donné la main d'œuvre nécessaire pour un tel traitement, nous ne préconisons pas de renouveler des tests sur des étangs de superficie aussi importante.



Géosystèmes
FRE 3298 CNRS-LILLE1



Impact d'un traitement à la paille d'orge sur le développement des cyanobactéries dans l'étang du Pont Rouge au Quesnoy

Rapport Scientifique

E. Prygiel, A. Charriau, R. Descamps et G. Billon

Mars 2011

Gabriel Billon
USTL/Géosystèmes/ECAM
Cité Scientifique, Bât C8, 2^{ème} étage
gabriel.billon@univ-lille1.fr
Tel : +33 (0)3 20 43 49 28
Fax : +33 (0)3 20 43 48 22

Ce projet avait été initié par Guy Thoumelin, Maître de Conférences, collègue et ami au sein de notre équipe. Sa disparition laisse un grand vide dans notre vie au laboratoire, et ce rapport lui est dédié même si probablement « 100% des objectifs n'ont pas été atteints ».

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier tout d'abord **M. Jean Prygiel** de **l'Agence de l'Eau Artois-Picardie** pour nous avoir impliqués dans ce projet et pour l'avoir co-financé au travers de la convention de partenariat scientifique Université Lille 1 - Agence de l'Eau.

Merci également aux membres de **l'Agence de l'Eau Artois-Picardie** ayant activement participé à ce projet : à **Christophe Lesniak**, pour son coup de fourche efficace, à **Giovanni Lamonica** pour le pilotage du zodiac, et à **Michel Arold** pour nous avoir accueillis une seconde fois dans sa station de monitoring.

Un grand merci à **Damien Comblez** et à **Olivier Boulinguez** d'**Espace Naturel Lille Métropole**, pour leur aide indispensable dans la réalisation de cette étude, notamment la mise à disposition de la paille d'orge et du bateau faucardeur. Merci également à la jardinerie 'Floralies Jardins' de Villeneuve d'Ascq pour le prêt d'une emballeuse à sapins qui a permis de conditionner la paille d'orge en boudins.

Merci également aux membres de la **Fédération du Nord pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique**, **Emmanuel Petit** et **Gildas Klein-Printz**, et au personnel de la **mairie du Quesnoy** ayant participé à la mise en œuvre du projet.

Nous remercions enfin l'ensemble du personnel de **l'Equipe de Chimie Analytique et Marine** qui a été très souvent sollicité lors de la mise en place de la paille d'orge et des nombreuses missions de prélèvements qui ont eu lieu d'avril à novembre 2010. En particulier, l'ensemble de ce travail n'aurait pu être mené à bien sans la participation très active d'**Audrey Braun**, stagiaire de Master 1 en chimie à l'Université Lille 1.

Abréviations et sigles

ADN : Acide Désoxyribonucléique

AEAP : Agence de l'Eau Artois-Picardie

AFNOR : Agence Française de Normalisation

AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments. Elle a fusionné en 2010 avec l'Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail (AFSSET) pour former l'Agence Nationale chargée de la Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail (ANSES)

AOA : Algae Online Analyser

CEH : Centre for Ecology and Hydrology

Chl a : Chlorophylle a

COD : Carbone Organique Dissous

DIREN : Direction Régionale de l'Environnement [devenue Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement en 2009 - 2010 (DREAL)]

ENLM : Espace Naturel Lille Métropole

ETM : Eléments Traces Métalliques

Eh : potentiel d'oxydoréduction

ERE : Environnement, Etudes, Recherches (Bureau d'Etudes)

FPPMA : Fédération pour la Pêche et la Protection des Milieux Aquatiques

ICP-AES : Spectromètre d'Emission Atomique par Plasma à Couplage Inductif

MES : Matières en Suspension

Micromet : Microbial Diversity and Metal Fluxes in Contaminated North Sea Sediments

N : azote

P_T : Phosphore total

PMPOA : Plan de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole

PR : Etang du Pont-Rouge au Quesnoy

RSD : Relative Standard Deviation

UV : Ultra Violet

Sommaire

Introduction.....	1
I. Généralités.....	2
I-1. Définition de l'eutrophisation et déterminisme.....	2
I-2. Origine, dynamique et cycle du phosphore.....	5
I-3. Les cyanobactéries	7
<i>I-3-1. Définition</i>	<i>7</i>
<i>I-3-2. Caractéristiques des cyanobactéries</i>	<i>8</i>
<i>I-3-3. Déterminisme des proliférations.....</i>	<i>9</i>
I-4. Traitement par la paille d'orge des plans d'eau envahis par les cyanobactéries.....	10
II. Matériels et méthodes	11
II-1. Présentation du site d'étude : l'étang du Pont Rouge au Quesnoy	11
II-2. Mise en place du traitement par la paille d'orge.....	14
II-3. Organisation des campagnes de mesure et de prélèvements	15
II-4. Traitement des échantillons	17
<i>II-4-1. Traitement de l'eau (Figure 8)</i>	<i>17</i>
<i>II-4-2. Traitement des sédiments (Figure 8).....</i>	<i>18</i>
II-5. Présentation de la station de monitoring de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.....	19
II-6. Analyses des eaux surnageantes et interstitielles.....	20
II-7. Analyses des particules sédimentaires et en suspension.....	21
III. Résultats et discussion.....	22
III-1. Evolution des paramètres physico-chimiques au cours du suivi	22
III-2. Caractérisation des sédiments.....	24
III-3. Paramètres biologiques.....	26
III-4. Comportement de l'azote et du phosphore en relation avec le développement algal.....	27
III-5. Flux de phosphates à l'interface eau-sédiment.....	33
III-6. Comportement du fer et du manganèse dans l'étang du Pont-Rouge.....	35
III-7. Impact de la paille d'orge	37
Conclusion et perspectives	39
Liste des Figures	41
Liste des Tableaux	41
Bibliographie	42

Introduction

L'enrichissement des milieux aquatiques en éléments nutritifs, en particulier en phosphore, conduit à des proliférations végétales, et notamment à des efflorescences de cyanobactéries, encore appelées blooms. Le bassin Artois-Picardie est concerné par ce phénomène, et de nombreux plans d'eau et cours d'eau sont désormais touchés chaque année. Plusieurs techniques préventives et curatives ont été appliquées sur différents sites, avec des résultats mitigés. Récemment est apparue une nouvelle technique, basée sur la décomposition de la paille d'orge, supposée avoir un effet algistatique sur les populations algales et cyanobactériennes. Des premières applications ont été menées sur les Prés du Hem, en région lilloise, mais n'ont pas permis de valider cette nouvelle approche. La présente étude vise à expérimenter sur l'étang du Pont Rouge de la ville du Quesnoy l'efficacité d'un traitement préventif du développement algal basé sur l'épandage en surface de paille d'orge et sur la décomposition de celle-ci en surface et dans des conditions aérobies.

Dans un premier temps, une synthèse bibliographique sera réalisée à partir des études déjà menées sur l'étang du Pont-Rouge depuis l'apparition du développement des cyanobactéries. Elle concernera notamment le bilan des traitements réalisés, ainsi que l'état des connaissances sur les apports en phosphate dans l'étang.

La seconde partie de l'étude consistera en un suivi de paramètres physico-chimiques, chimiques et biologiques dans la colonne d'eau et les sédiments avant, pendant et après l'épandage de la paille d'orge. Dans la colonne d'eau, la température, l'oxygène dissous et le pH seront déterminés sur le terrain. Des prélèvements seront également réalisés pour la détermination des MES, de la chlorophylle a et des phéopigments, de la composition du phytoplancton, de l'alcalinité, des ions NO_3^- , NH_4^+ , et PO_4^{3-} et de deux indicateurs rédox (Fe et Mn).

Le compartiment sédimentaire, qui peut se présenter comme une source de phosphore pour la colonne d'eau, sera également étudié à travers les paramètres suivants : le potentiel rédox, le pH, PO_4^{3-} , le fer et le manganèse dissous dans les eaux interstitielles et le phosphore total (P_T) dans la phase solide.

Enfin, les prélèvements bimensuels étant trop ponctuels pour mettre en évidence les nombreux phénomènes transitoires qui se déroulent dans le plan d'eau, l'AEAP a déployé une station de mesure automatique en mai 2010, au cours duquel les principaux paramètres de la qualité de l'eau ont été suivis à haute fréquence.

I. Généralités

I-1. Définition de l'eutrophisation et déterminisme

L'eutrophisation est un phénomène naturel correspondant à un vieillissement des écosystèmes aquatiques lacustres, qui subissent une accumulation de sédiments et de matière organique, un atterrissement par les macrophytes et un changement de communauté piscicole. Cette dynamique aboutit au comblement du plan d'eau, et se déroule sur une grande échelle de temps (Harper, 1992 ; Agences de l'Eau, 1999).

Ce phénomène s'est accéléré après la Seconde Guerre Mondiale, avec l'augmentation des apports nutritifs en phosphore et en azote essentiellement, en raison des activités anthropiques (développement de l'agriculture intensive, rejets urbains et industriels) (Harper, 1992 ; Thoumelin, 2009).

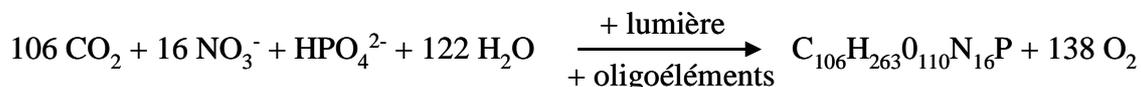
Le terme d'eutrophisation a été repris pour définir ce phénomène anthropique, menant à une accélération du processus naturel, et décrit comme « un enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui perturbe l'équilibre des organismes présents dans l'eau et entraîne une dégradation de la qualité de l'eau en question » (Directive Eaux résiduaires urbaines du 21/5/1991).

L'eutrophisation touche désormais tous les milieux aquatiques continentaux, marins et côtiers, dans lesquels différentes formes végétales prolifèrent (Peltre et al., 2002 ; Tableau 1) : phytoplancton (diatomées, algues vertes, euglènes, cyanobactéries), algues filamenteuses, macro-algues (ulves marines), macrophytes (potamots, renoncules, myriophylles...) (DIREN, 2003). Ces proliférations massives portent également le nom de « blooms », « efflorescences » ou « fleurs d'eau ». Elles se manifestent par des développements de végétaux parfois toxiques, des changements de communautés végétales (Gerdeaux, 2007), piscicoles et macroinvertébrées (Figure 1), la dégradation de la qualité de l'eau, la désoxygénation des fonds (Menesguen et Dion, 2007), ou encore des odeurs et couleurs de l'eau désagréables (Barroin, 2003). On admet qu'une concentration en chlorophylle a supérieure à 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ est un signe d'eutrophisation (Agences de l'Eau, 2003b).

Tableau 1 : Formes végétales caractérisant l'eutrophisation (CORPEN, 1998)

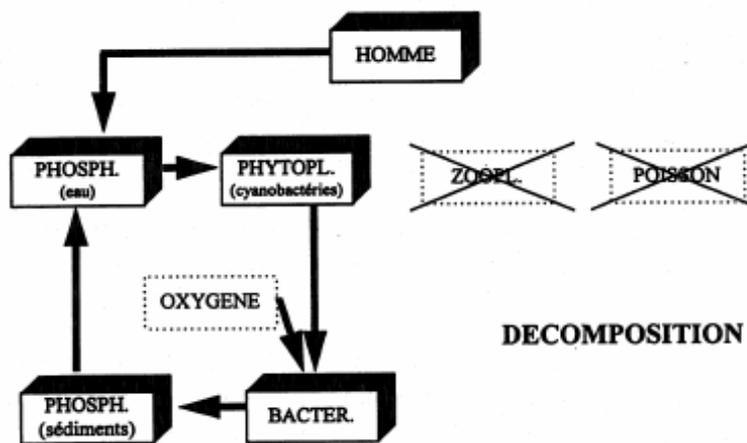
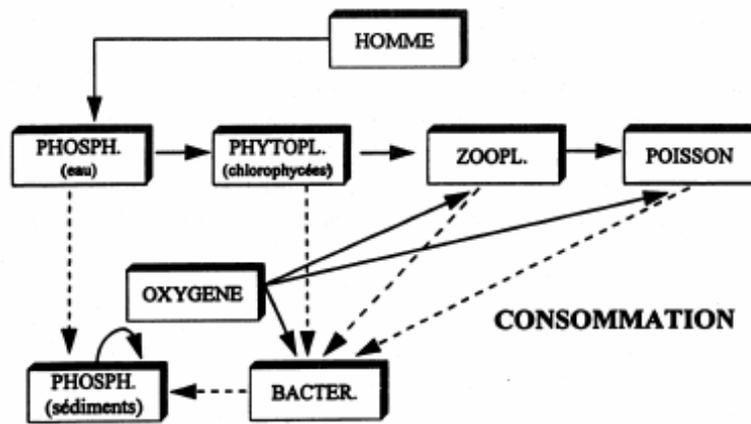
Forme végétale	Aspect	Milieux concernés
Phytoplancton (algues microscopiques en suspension)	Coloration de l'eau (verte, brune, rouge selon les espèces) Réduction de la transparence	Plans d'eau (lacs, lagunes), cours d'eau lents et parfois milieu marin et côtier
Diatomées fixées (algues microscopiques)	Dépôt sur le fond des cours d'eau, galets glissants	Cours d'eau lents ou rapides
Algues filamenteuses fixées	Grandes algues, envahissant parfois toute la masse d'eau. Cladophores : longs filaments de plusieurs mètres	Cours d'eau
Macro-algues vertes marines (ulves)	Aspect de laitue	Lagunes, estrans sableux
Végétaux supérieurs (potamots, renoncules, myriophylles...)	Allure de végétaux terrestres	Tronçons de cours d'eau lents à fonds déposés et plans d'eau peu profonds.

La synthèse chlorophyllienne (Equation 1) nécessite du dioxyde de carbone, des nitrates, des phosphates, de l'eau, de la lumière et des oligoéléments pour créer de la biomasse et de l'oxygène (Sigg et al., 1992 ; Agences de l'Eau, 1999) :



Équation 1 : Synthèse de la biomasse chlorophyllienne.

Carbone et eau ne sont jamais limitants dans les milieux aquatiques, et les oligoéléments (Zn, Cu...) sont toujours présents en quantité suffisante. La lumière est difficilement contrôlable hormis par des techniques d'ombrage (plantations). Les seuls paramètres sur lesquels il est possible d'intervenir efficacement restent donc les nutriments.



En cas d'apports faibles, les processus de CONSOMMATION dominent.
 En cas d'apports importants, les processus de DECOMPOSITION dominent.

Figure 1 : Influence des apports en phosphore sur le fonctionnement du réseau trophique (Barroin, 2003).

En eau douce, le phosphore est considéré comme le facteur limitant du développement végétal, car naturellement présent en faibles concentrations et fortement retenu par les sols. (Barroin, 1991 ; Sharpley and al., 1995 ; Thoumelin et al., 2008). Cependant, dans les plans d'eau fortement anthropisés et eutrophisés, les concentrations en phosphates sont telles que l'azote peut devenir le facteur limitant, permettant aux cyanobactéries possédant des hétérocystes de proliférer (Figure 2). Ces cellules particulières, présentes chez certaines espèces, permettent aux cyanobactéries de capter l'azote atmosphérique lorsque que l'azote aqueux vient à manquer. D'autres paramètres hydrodynamiques et climatiques jouent également un rôle essentiel en plan d'eau : temps de séjour de l'eau, température, transparence, profondeur, ensoleillement, etc. (Morin, 2007).

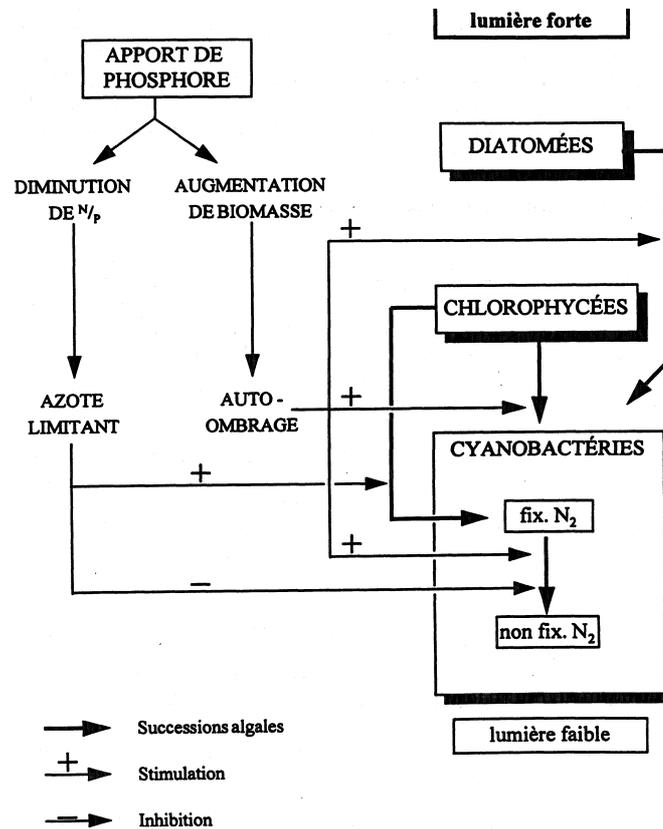


Figure 2 : Succession algale induite par un enrichissement en phosphore (Barroin, 2003).

I-2. Origine, dynamique et cycle du phosphore

Le phosphore est considéré en eau douce comme le facteur limitant et le facteur de maîtrise de la production végétale, et donc le principal responsable de l'eutrophisation (Barroin, 2003 ; Menesguen et Dion, 2007).

Le phosphore étant quasiment inexistant dans l'atmosphère, les principales sources d'origine naturelle sont les roches volcaniques et sédimentaires (Thoumelin et al., 2008). Il est présent à 0,1% dans les sols, et est très peu abondant dans les eaux car il s'adsorbe facilement aux oxydes et hydroxydes de fer, et précipite sous forme d'apatite (Barroin, 2003).

Cependant, le phosphore provient essentiellement des rejets domestiques (déchets du métabolisme, poudres de lavage), industriels (eaux de lavage), et agricoles (engrais, élevage, érosion et ruissellement sur surfaces agricoles) (Barroin, 2003).

Le cycle du phosphore (Figure 3) se déroule principalement entre les compartiments terrestre et aquatique, du fait de la quasi absence de phase gazeuse (H_3P) (Menesguen et Dion, 2007). Dans les écosystèmes naturels, le cycle du phosphore est presque fermé et conservatif : le phosphore prélevé par les végétaux est réintégré par décomposition de la biomasse (Thoumelin et al., 2008). Le transfert des sols vers l'eau se fait principalement par ruissellement.

La part dissoute du phosphore dans l'eau est soit d'origine minérale (orthophosphates et polyphosphates) soit d'origine organique (adénosines triphosphates, acides nucléiques, phospholipides, acides phosphoriques de l'ADN). Le phosphore est consommé principalement par la biomasse sous forme de phosphates (PO_4^{3-}), provenant des rejets des poissons, de la décomposition des substances organiques dans le système aquatique et du lessivage des sols, mais aussi des eaux souterraines qui peuvent contenir plus de phosphates que les eaux de surface (Thoumelin et al., 2008). La fraction inorganique dissoute (principalement les orthophosphates) peut également se lier aux particules en suspension, et constituer une partie du phosphore particulaire. Le phosphore particulaire a également une origine minérale - il se lie principalement au calcium (apatite), au fer (strengite), à l'aluminium (variscite) et aux argiles (DIREN, 2003) - et une origine organique : rejets et débris d'organismes. Le phosphore particulaire sédimente et s'accumule dans les sédiments où il est piégé (Menesguen et Dion, 2007). Il peut en partie être remis en suspension par brassage ou lors de conditions anaérobies : la matière organique produite et non consommée sédimente et provoque une anoxie à l'interface eau-sédiment. Ceci entraîne la réduction des oxydes de fer, et ainsi le relargage et la remise en suspension du phosphore stocké. L'eutrophisation est ainsi auto-entretenu (Barroin, 2003, Gerdeaux, 2007, Lehtoranta et al., 2009).

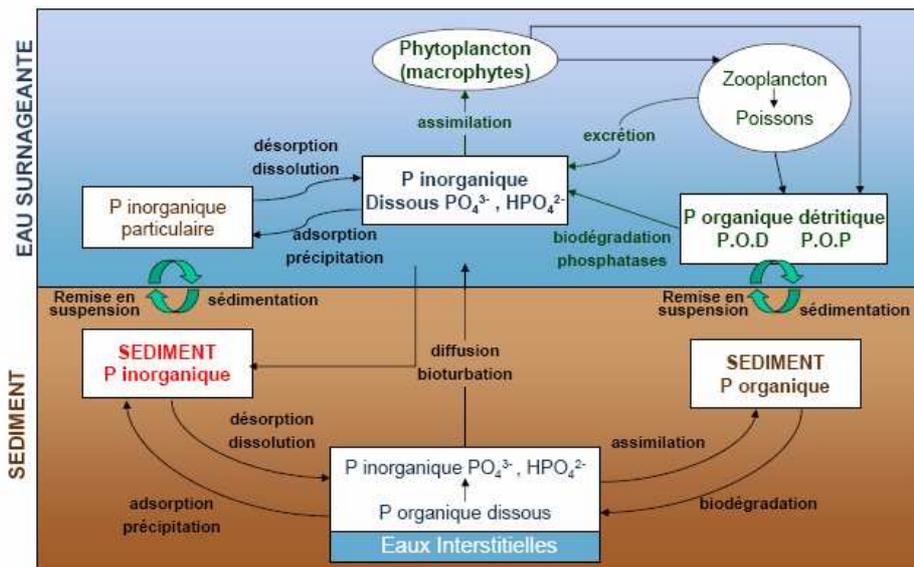


Figure 3 : Cycle du phosphore en milieu aquatique, d'après Gallioz, 2004.

La bioturbation joue également un rôle majeur sur le devenir des phosphates dans les sédiments de surface et à l'interface eau-sédiment. Le déplacement des organismes benthiques tend à augmenter la surface spécifique de l'interface et donc les échanges entre l'eau interstitielle et l'eau surnageante. A cela s'ajoute le phénomène d'advection des phases liquide et solide du sédiment qui permet aux échanges à l'interface de se faire plus efficacement. Enfin, le métabolisme des organismes benthiques engendre des rejets de phosphates directement dans les eaux interstitielles et surnageantes (Graneli,

1979 ; Andersson et al., 1988 ; Hansen et al., 1998 ; Mermillod-Blondin et al., 2005). Cependant, ces résultats ne semblent que partiellement refléter la réalité : la bioturbation est aussi un mécanisme qui permet à des oxydants comme l'oxygène de pénétrer rapidement dans les sédiments de surface et de réoxyder le fer ferreux en fer ferrique qui précipite et adsorbe efficacement les phosphates. Tout comme l'intérieur des galeries, la surface du sédiment tend, grâce à la bioturbation, à être composée d'une barrière constituée d'oxydes de fer qui limitent les échanges de phosphates du sédiment vers l'eau surnageante. Ces résultats ont notamment été obtenus à partir de l'étude de deux organismes benthiques : une larve de chironome et l'oligochète *Limnodrilus hoffmeisteri* (Lewandowski and Hupfer, 2005 ; Zhang et al., 2010).

La prise de conscience d'une pollution phosphorée s'est traduite par une limitation des flux de phosphore domestique dans les années 90 : traitement des phosphates en station d'épuration, amélioration des méthodes de déphosphatation (DIREN, 2003), développement de l'assainissement (Barroin, 2003), diminution des tripolyphosphates dans les lessives en France (Agences de l'Eau, 1997 ; Menesguen et Dion, 2007 ; Khan and Ansari, 2005), et plus récemment, dans les poudres pour lave-vaisselle (CIPEL, 2009). Actuellement, les rejets de phosphore urbains et industriels ont tendance à diminuer, contrairement aux apports d'origine agricole (Agences de l'Eau, 1997), et ce malgré les efforts entrepris (création de bandes enherbées, limitation et gestion des engrais, PMPOA...).

Les apports anthropiques sont donc beaucoup mieux maîtrisés, mais il reste le problème des importantes charges internes des plans d'eau et cours d'eau. En effet, les valeurs de concentrations de référence sont de l'ordre de 1g de phosphore par kg de sédiment (Thoumelin, 2008). Le meilleur moyen de lutter contre l'eutrophisation reste donc la limitation des apports en phosphore (Gerdeaux, 2007).

I-3. Les cyanobactéries

I-3-1. Définition

Les cyanobactéries sont des procaryotes photosynthétiques, présentes sur Terre depuis environ 3 milliards d'années. Elles regroupent à peu près 150 genres et plus de 2000 espèces. Elles colonisent tous les milieux aquatiques, marins et continentaux. Les cyanobactéries ne possèdent ni noyau ni organites intracellulaires (chloroplastes...), mais sont proches des algues par la présence de chlorophylle a (et non de bactériochlorophylle). Leur nom est dû à la présence d'un pigment bleu qui leur est caractéristique, la phycocyanine (Afssa, 2006). Les cyanobactéries présentent une grande diversité de formes et d'organisations. Les genres européens les plus courants (Figure 4) sont *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Nodularia* et *Nostoc* (Leitao et Couté, 2005).

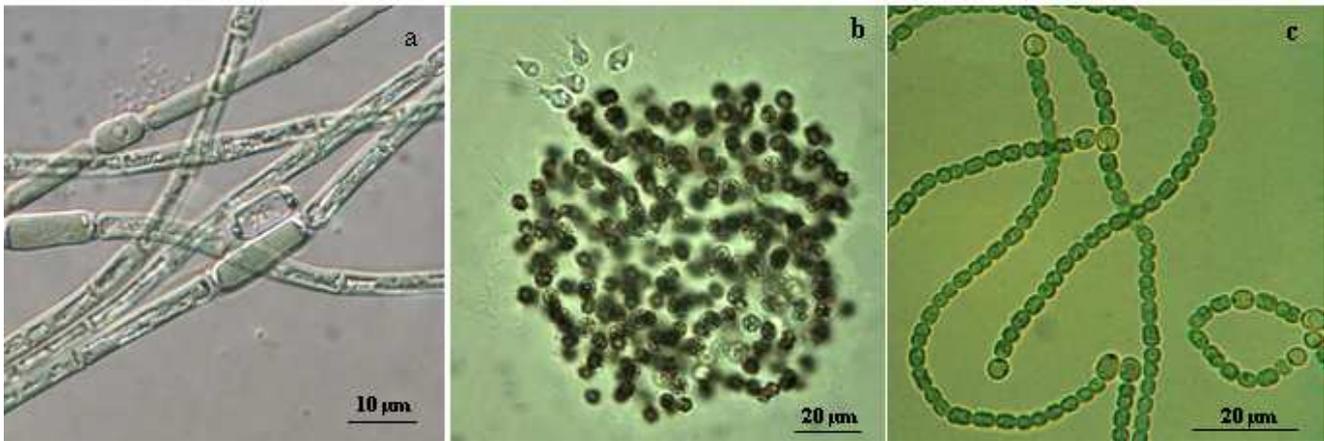


Figure 4 : Illustration de quelques cyanobactéries courantes en Europe : a- *Aphanizomenon flos aquae* ; b- *Microcystis aeruginosa* ; c- *anabaena sp.*

I-3-2. Caractéristiques des cyanobactéries

Ces organismes sont très compétitifs : certaines bactéries responsables de blooms, *Microcystis*, *Anabaena* et *Aphanizomenon* par exemple, possèdent des vacuoles gazeuses qui leur permettent d'adapter leur niveau dans la colonne d'eau, et donc de se placer aux conditions optimales de luminosité et de nutriments. Grâce à leurs nombreux pigments, les cyanobactéries utilisent par ailleurs une large gamme de longueurs d'ondes, leur permettant de se développer même sous de faibles intensités lumineuses (Brient et al, 2001).

En milieu naturel, il est admis que la synthèse chlorophyllienne nécessite, dans les conditions stoechiométriques, un rapport C/N/P égal à 106/16/1 (Equation 1). Généralement, le carbone est toujours en excès et c'est donc le rapport N/P qui sera déterminant. Si le rapport N/P est supérieur à 16, le phosphore sera l'élément limitant pour le développement de l'ensemble du phytoplancton. Si par contre, le rapport N/P est inférieur à 16, et si les concentrations en azote inorganique ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) sont inférieures à $50\text{-}100 \mu\text{g.L}^{-1}$, les organismes devront trouver une autre source d'azote pour pouvoir se développer, voire proliférer. Dans ce cas, seules les cyanobactéries hétérocystées, telles *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia* et *Nostoc* (Brient et al., 2001), qui peuvent assimiler l'azote atmosphérique (N_2), vont alors devenir très compétitives et provoquer des blooms si les concentrations en phosphore disponible sont suffisantes.

Certaines cyanobactéries peuvent former des cellules de résistance, les akinètes, remplies de réserves d'hydrates de carbone. Ces cellules permettent la survie en cas de gel ou de sécheresse, puis le retour à un fonctionnement normal au retour de périodes favorables. Les akinètes sont également des formes de dissémination (Barroin, 2003).

I-3-3.Déterminisme des proliférations

Des conditions favorables peuvent permettre à certaines cyanobactéries de proliférer massivement. Ce développement important de biomasse, appelé bloom, efflorescence ou encore fleur d'eau, est souvent dominé par une ou deux espèces. Ce phénomène est observable à l'œil nu, par une coloration verte de l'eau, et bleue des rochers, accompagnée d'une sorte d'écume en surface. L'eau peut également avoir une odeur de vase désagréable. Ces proliférations peuvent également entraîner une forte diminution de la concentration en oxygène dissous, provoquant l'asphyxie des autres organismes (Barroin, 2003), en particulier des poissons (Morin, 2007), modifier les communautés phytoplanctoniques, colmater les filtres de traitement des eaux, et produire des toxines (hépatotoxines, neurotoxines, dermatotoxines) (Afssa, 2006).

Les blooms de cyanobactéries (Figure 5) apparaissent généralement en été, car les conditions de lumière, de température et de nutriments sont alors optimales. Les cyanobactéries se développent généralement dans des eaux à température comprise entre 15 et 30°C, avec un pH situé entre 6 et 9, voire plus. Leur taux de croissance étant assez faible (0,3 à 1,4 fois par jour à 20°), elles apprécient donc des temps de séjour assez importants, des eaux calmes et peu ventées. Leur activité de photosynthèse nécessite une intensité lumineuse assez importante, mais pas trop forte. En effet, au-delà d'un certain seuil, la luminosité peut entraîner la photo-inhibition (dégradation de l'appareil photosynthétique), et ainsi la dégénérescence des cellules.



Figure 5 : Bloom de cyanobactéries (*Aphanizomenon flos-aquae*) sur l'étang du Pont-Rouge au Quesnoy (4 juin 2010) (Photo : E. Prygiel)

Microcystis et *Plankthotrix* sont les genres les plus fréquemment rencontrés dans le bassin Artois-Picardie, et (co-)dominant dans 40% des cas environ. Des analyses effectuées dans le bassin (Willame et Hoffmann, 2005) ont également révélé que, outre les concentrations en azote et phosphore, les concentrations en chlorures pouvaient jouer un rôle dans la dominance d'*Anabaena*, *Plankthotrix* et *Aphanizomenon*, ce dernier genre étant corrélé aux fortes concentrations en chlorures. La nature géologique du bassin versant est également à prendre en compte.

Les forts développements de cyanobactéries, en augmentation ces dernières années dans le bassin Artois-Picardie, soulèvent d'importants problèmes de qualité d'eau et de santé publique du fait de leurs nuisances et de leur toxicité. Les fortes concentrations en nutriments encore présentes dans les eaux de surface et les sédiments, et le changement climatique sont des facteurs susceptibles de favoriser et d'aggraver les blooms.

I-4. Traitement par la paille d'orge des plans d'eau envahis par les cyanobactéries

Les nombreuses nuisances occasionnées par les cyanobactéries nécessitent la mise au point de techniques de lutte ou de prévention (Agences de l'Eau, 1999, 2003a, Barroin, 1991). Des moyens chimiques (sulfate d'alumine ou de cuivre, chlorure ferrique, chaux, algicides), physiques (dragage, vidange du plan d'eau, aération de l'eau, UV, colorants) et biologiques (bioadditifs, biomanipulation) sont testés mais ne donnent généralement pas de résultats satisfaisants (ASTEE, 2008 ; Dutartre et al., 2008 ; Drabkova, 2007 ; Le Jeune et al., 2006). Récemment, une nouvelle technique de lutte biologique contre les algues est apparue : la paille d'orge.

L'utilisation de la paille d'orge (*Hordeum vulgare*) pour prévenir les proliférations algales en milieu continental s'est en particulier développée au Royaume-Uni dans les années 1990 (Butler et al., 2005 ; Brownlee et al., 2003). Des études menées en laboratoire ont établi que cette paille avait un effet algistatique statistiquement significatif sur la croissance de la diatomée *Navicula accomoda*, et sur la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa* (Ball et al., 2001). Appliquée en milieu naturel au Royaume-Uni, la paille d'orge a permis la réduction du bloom printanier de diatomées et des blooms estivaux à *Aphanizomenon* et *Anabaena* (Brownlee et al., 2003). Toutefois, la paille d'orge peut également stimuler la croissance d'autres espèces, comme la cyanobactérie *Anabaena flos-aquae* et l'algue verte *Pseudokirchneriella subcapitata*, ou n'avoir aucun effet, comme sur l'algue verte *Chlorella vulgaris* (Laviale, 2009).

La paille doit être épandue plusieurs mois avant le développement du bloom (Murray et al., 2010), au minimum un mois, soit au début du printemps. Elle doit se décomposer lentement dans l'eau en conditions aérobies (Boylan, 2000), et doit être conditionnée pour une diffusion aisée des produits de dégradation dans la colonne d'eau.

Le mode d'action de la paille est encore mal connu. La décomposition des parois des cellules végétales par des bactéries et des champignons libèrerait dans l'eau des composés phénoliques qui possèdent des capacités algistatiques (Laviale, 2009 ; Ball and al., 2001 ; Morin, 2007). Une autre hypothèse est que l'orge contiendrait dans ses parois cellulaires un type particulier de lignine, dont la photooxydation en acides humiques et fulviques conduirait à la formation de peroxyde d'hydrogène, toxique pour les algues (Laviale, 2009). La température de l'eau est également un paramètre déterminant pour la décomposition de la paille (Butler et al., 2005).

Le traitement à la paille d'orge ne présente pas de risque pour les autres organismes aquatiques. Au contraire, la paille d'orge offre de nouvelles niches favorables au développement du zooplancton, qui va brouter les algues, et être consommé par la faune piscicole (Laviale, 2009). Cette méthode utilisant des produits naturels peu onéreux et facilement disponibles bénéficie en outre d'une image rassurante pour le public.

Dans le bassin Artois-Picardie, cette méthode de prévention a déjà été testée aux Prés du Hem, à Armentières, en 2008 (Laviale, 2009 ; Billon et Fischer, 2008). Mais la taille et la configuration du plan d'eau choisi ont rendu l'établissement d'un protocole et d'un suivi difficiles, et n'ont pas permis d'établir de résultats significatifs quant à l'efficacité de la paille d'orge. Une nouvelle expérimentation sur le plan d'eau du Quesnoy a donc été menée en 2010.

II. Matériels et méthodes

II-1. Présentation du site d'étude : l'étang du Pont Rouge au Quesnoy

L'étang du Pont-Rouge a été choisi en raison de sa petite taille, de la bonne connaissance du site, de sa proximité avec Lille, et de la présence récurrente des cyanobactéries. Ce plan d'eau de la ville du Quesnoy dans le département du Nord, situé au pied des remparts sud-est de la commune possède une surface de 13 ha (Figure 6). Il était historiquement utilisé comme bassin de défense de la ville, et a été transformé en base nautique, notamment par l'aménagement sur sa rive sud d'un parc de jeux pour enfants, d'un port à pédalos et d'une zone de baignade surveillée. Il dispose également d'un complexe de loisirs (restaurants, camping, dancing...). L'étang est également utilisé comme réserve de pêche, gérée par la Fédération du Nord pour la Pêche et la Protection du Milieu, et l'association La Gaule Quercitaine, avec l'aide de la Ville (ERE, 1994).

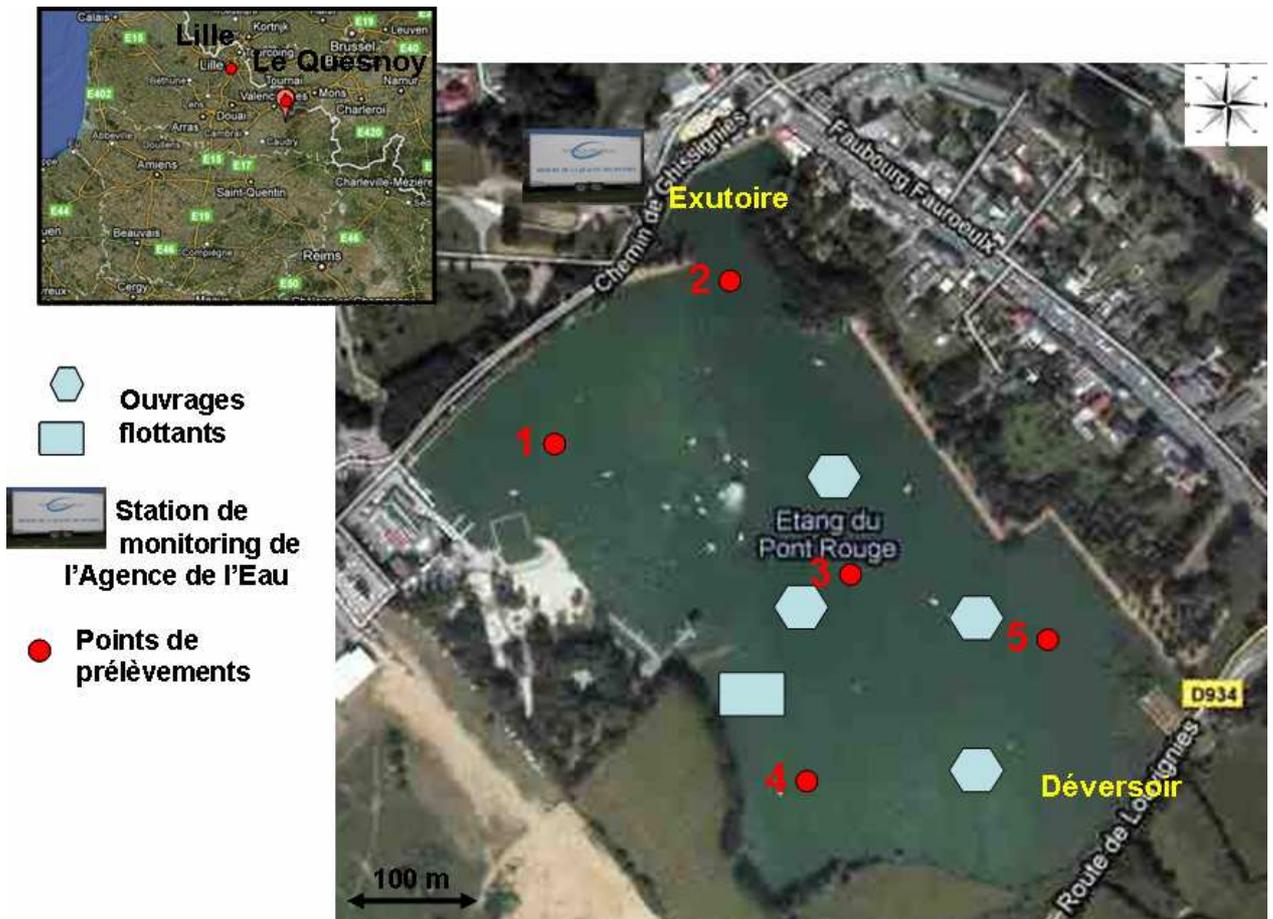


Figure 6 : Etang du Pont-Rouge, points de prélèvements et position des structures de paille. D'après Google maps.

Le plan d'eau est alimenté par le canal de l'Ecaillon, qui reçoit des eaux usées. En période d'étiage, ce canal n'alimente plus l'étang, dont le niveau d'eau peut cependant être maintenu par un système de vannage situé à l'exutoire (Jourdan, 2006). Le Tableau 2 indique les principales caractéristiques de l'étang.

Tableau 2 : Caractéristiques hydrologiques de l'étang du Pont-Rouge (ERE, 1994).

Surface	13 ha
Profondeur moyenne	1,92 m
Profondeur maximale	3 m
Volume	240 000 m ³
Apports hydriques	70 L.s ⁻¹
Apports pluviométriques	718 mm.an ⁻¹ (moyenne 1965 à 1984)
Temps de séjour de l'eau	39 jours
Altitude	125 m environ

Le premier bloom de cyanobactéries est apparu sur l'étang du Pont Rouge à la fin des années 1980. Ce phénomène est réapparu lors de l'été 1990, entraînant une mortalité d'environ 15 T de poissons. Depuis, ce phénomène est récurrent (Tableau 3). Le développement algal semble s'initier dans le quart Nord-ouest de l'étang (Figure 6, Cf. point 1).

Tableau 3 : Espèces dominantes des blooms de cyanobactéries du Pont-Rouge (d'après Jourdan, 2006)

Année	Espèces dominantes du bloom
Fin des années 80	Bloom visible mais espèces non identifiées
Juillet - Août 1990	<i>Anabaena sp</i> , <i>Plankthothrix agardhii</i> , <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>
Septembre 1991	<i>Limnothrix planctonica</i>
Septembre 2002	<i>Microcystis sp</i> , <i>Plankthothrix sp.</i>
Septembre 2003	<i>Woronichinia neagliana</i> , <i>Anabaena sp</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i>
Août 2004	<i>Aphanizomenon sp</i> , <i>Aphanothece sp</i>
Mai-septembre 2005	<i>Aphanizomenon sp</i> , <i>Aphanothece sp</i> <i>Merismopodia sp</i> , <i>Microcystis</i>
Juillet-Août 2005	<i>Woronichia naegelianana</i> , <i>Microcystis</i>
Octobre 2005	<i>Plankthothrix agardhii</i>

Les études menées sur le Pont Rouge ont montré que les fortes concentrations en phosphore étaient responsables des efflorescences. Différentes actions ont été menées entre 1990 et 2006 pour lutter contre les algues et réduire la charge en phosphore (Tableau 4), mais sans grand succès. La principale source exogène semble être le canal de l'Ecaillon, depuis le curage effectué en 2000.

Tableau 4 : Historique des actions menées sur le Pont-Rouge contre le phosphore (Jourdan, 2006).

Année	Action	Effet recherché
1989	Injection de sulfate de cuivre (2 kg/ha)	Fixation chimique du phosphore
1990		
1991	Epannage de 1100 kg/ ha de sulfate d'alumine	Fixation chimique du phosphore
1994	- Amélioration de l'assainissement (Jolimetz et Pont à Vaches) et optimisation des déversoirs d'orage. - Curage des sédiments	- Réduction des apports - Réduction de la charge interne
1995	Raccordement de Jolimetz au réseau d'assainissement et à la STEP du Quesnoy	Réduction des apports
Automne 2000	Curage du Pont Rouge par aspiro-dragage des vases.	Réduction du stock endogène de phosphore
2005	Implantation de 5 hydroliennes	Oxygénation de la colonne d'eau
2006	Ajout de sels de calcium	Précipitation du phosphore

La présente étude s'étend sur l'ensemble de l'année 2010. Plus précisément, un suivi environ bimensuel de la qualité de l'eau a débuté en février 2010 pour s'achever en novembre 2010. Le traitement du plan d'eau par la paille d'orge a commencé début mai 2010 et la décomposition de la paille d'orge restante doit naturellement se poursuivre en 2011.

II-2. Mise en place du traitement par la paille d'orge

Une analyse bibliographique nous a permis d'estimer la quantité de paille nécessaire au traitement. Laviale (2009) et le CEH (2004) recommandent de se baser sur la superficie du plan d'eau, avec une dose de 50g de paille.m⁻² (ou 500 kg.ha⁻¹). C'est cette approche qui a été choisie. Pour une eau plus turbide, le stock de paille doit être augmenté, sans dépasser 500g.m⁻². Pour une température supérieure à 20°C, l'effet de la dégradation de la paille commence dès 4 à 5 semaines, et le stock de paille doit être renouvelé après 4 à 6 mois. A 20°C, l'action commence vers 8 à 10 semaines et la paille doit être renouvelée 8 à 10 mois plus tard. D'autres sources (Boylan, 2000 ; Brownlee and al., 2003 ; Murray and al., 2010) préconisent d'adapter la dose par rapport au volume, avec des concentrations de 5 à 40 g.m⁻³.

Compte tenu de la surface de l'étang, la quantité de paille a été estimée à 3 T. Le conditionnement mis en œuvre dans le cadre de cette étude s'appuie sur les travaux de Barrett et al (1999), qui ont utilisé des filets en polyéthylène de 10 m de long et 50 cm de diamètre, contenant chacun 20 kg de paille.

Nous avons emprunté une emballeuse à sapins auprès de la jardinerie Floralties Jardins de Villeneuve d'Ascq. L'Agence de l'Eau a quant à elle pris en charge 3000 m de filet en polyéthylène pour l'emballage des sapins auprès de l'entreprise Ostertag en Alsace, ainsi que 51 bouées de mouillage auprès de la société Bleu Marine de Dunkerque. Les 3 T de paille d'orge nous ont été gracieusement mises à disposition par L'ENLM, sous la forme de 7 pavés de 2,5x1x1m.

150 boudins de paille d'orge, de 5m de long et de 45 cm de diamètre ont été confectionnés sur le site dans la semaine du 3 au 7 mai, en collaboration avec l'Agence de l'Eau (Figure 7). Les boudins ont été arrimés les 10 et 11 mai autour des flotteurs de 4 hydroliennes AEROLAC[®] acquises par la Ville du Quesnoy en 2004 et hors service actuellement, à raison de 35 boudins par structure. Ces hydroliennes ont été mises à l'eau et ancrées avec 15 m de chaînes et 400 kg de parpaings, en utilisant le bateau faucardeur d'ENLM.

La localisation des structures flottantes sur le plan d'eau est présentée Figure 6. Des bouées ont enfin été accrochées aux extrémités libres des boudins, pour en assurer leur flottaison. Une 5^{ème} structure a été construite sans hydrolienne, avec des bouées et des cordes (Figure 6, point 4 ; Figure 7). Quelques

boudins ont été répartis sous la terrasse flottante du restaurant situé dans l'angle Sud-ouest de l'étang où les démarrages de blooms de cyanobactéries ont généralement lieu et vers lequel les vents dominants rabattent les cyanobactéries au mois d'août (Jourdan, 2006).

Malgré le nombre important de flotteurs déployés sur le plan d'eau, les boudins de paille d'orge ont rapidement eu tendance à couler, et une partie de la paille s'est donc retrouvée au contact du sédiment anoxique. Nous préconisons donc pour de futurs traitements de ce type, l'insertion directe de flotteurs dans les boudins en même temps que l'introduction de la paille.



Figure 7 : Illustrations de la mise en place du dispositif de traitement.

a- conditionnement sous forme de boudins ; b- paille disposée sur une hydrolienne ; c- autre structure de paille.

II-3. Organisation des campagnes de mesure et de prélèvements

L'organisation des campagnes de prélèvement est présentée Tableau 5. 16 campagnes de prélèvements d'eau ont été réalisées entre le 26 février et le 15 novembre 2010, soit en moyenne environ 2 campagnes par mois. A chaque fois, les 5 stations ont été échantillonnées (Fig. 6).

Les mesures de température, pH, oxygène, conductivité et turbidité ont été réalisées *in situ*. 5 litres d'eau ont également été prélevés dans des bouteilles en verre et en plastique et traités dès le retour au laboratoire. Un échantillon d'eau d'1 litre est également prélevé à 30 cm sous la surface pour l'étude du phytoplancton. 5 mL de lugol sont ajoutés pour la conservation des échantillons, qui sont confiés pour analyse quantitative et qualitative au laboratoire Aquascop d'Angers.

Les campagnes de sédiment demandent un travail beaucoup plus important lors du prélèvement mais surtout lors du traitement et de l'analyse des échantillons. En conséquence, 5 campagnes sédimentaires ont été réalisées, en ciblant pour quelques unes, une seule station (Tableau 5).

Le sédiment est prélevé à l'aide d'un tube en PET relié à une perche métallique permettant d'échantillonner à des profondeurs maximales de 4 m sous la surface de l'eau sans perturber l'interface eau-sédiment. Après émergence, le tube est rapidement bouché aux deux extrémités. Pour chaque station, 6 carottes sont prélevées :

- 2 carottes ont été prélevées pour la mesure des **orthophosphates**, des **métaux**, de l'**alcalinité** et des **anions** présents dans les eaux interstitielles. Ces carottes sont découpées sur site sous azote dans un sac à gants placé sur une table à découpe. Ce dispositif permet d'éviter l'oxydation aérobie du Fer (II) en Fer (III) qui adsorbe les phosphates, rendant alors leur dosage impossible. Des tranches de sédiment correspondant aux profondeurs 0-1, 1-2, 2-3, 3-5, 5-7 et 7-10 cm sont placées dans des tubes à centrifugation, hermétiquement scellés par du parafilm.
- 1 carotte sert aux mesures de **porosité**, **humidité** et **granulométrie**. Des tranches de sédiment de même épaisseur que précédemment sont découpées à l'air et introduites dans des sacs, puis congelées.
- 1 carotte est destinée à la mesure du **pH** et du **potentiel d'oxydoréduction** (Eh). Maintenu par un trépied, la carotte percée permet de mesurer les valeurs de pH et Eh, à l'aide de sondes résistantes aux milieux denses (Electrode de platine combinée Eh Prolabo et électrode pH combinée Mettler Toledo). Les mesures d'Eh et de pH sont relevées successivement tous les cm, après un laps de temps de 2 min pour permettre aux valeurs de se stabiliser.
- 2 carottes ont été prélevées pour la mesure des **flux de phosphates** dissous à l'interface eau-sédiment, ainsi que 5 litres d'eau surnageante. De retour au laboratoire, les carottes et le bidon d'eau sont placés dans une armoire thermostatée (à la température de la station lors du prélèvement). L'eau de la carotte (ayant subi des échanges avec le sédiment lors du prélèvement et du transport) est ensuite vidée et remplacée par de l'eau prélevée dans le bidon. Des prélèvements d'eau sont alors effectués toutes les heures pendant huit heures pour le dosage ultérieur des phosphates. Enfin, pour éviter les gradients de concentrations dans l'eau surnageante, une agitation douce est mise en place pendant toute la durée de l'expérience.

Tableau 5 : Calendrier des campagnes eau et sédiments menées sur l'étang du Pont-Rouge.

Nom	Date	Matériel	stations
Campagne 0	8 octobre 2009	Eau	1-5
	8 octobre 2009	Sédiment	1-5
Campagne 1	26 février 2010	Eau	1-5
	4 mars 2010	Sédiment	1
Campagne 2	25 mars 2010	Eau	1-5
	1er avril 2010	Sédiment	2
Campagne 3	15 avril 2010	Eau	1-5
	20 avril 2010	Sédiment	3
Campagne 4	28 avril 2010	Eau	1-5
Campagne 5	20 mai 2010	Eau	1-5
Campagne 6	4 juin 2010	Eau	1-5
Campagne 7	18 juin 2010	Eau	1-5
Campagne 8	1 juillet 2010	Eau	1-5
Campagne 9	13 juillet 2010	Eau	1-5
Campagne 10	22 juillet 2010	Eau	1-5
Campagne 11	17 août 2010	Eau	1-5
Campagne 12	26 août 2010	Eau	1-5
Campagne 13	9 septembre 2010	Eau	1-5
Campagne 14	22 septembre 2010	Eau	1-5
Campagne 15	11 octobre 2010	Eau	1-5
Campagne 16	15 novembre 2010	Eau	1-5
	15 novembre 2010	Sédiment	1

II-4. Traitement des échantillons

II-4-1. Traitement de l'eau (Figure 8)

Une étape de filtration est nécessaire avant analyse pour minimiser l'évolution de l'échantillon. Cette étape doit être effectuée le plus rapidement possible après le prélèvement. Pour chaque point, 2 types de filtrations sont effectués :

- Une filtration sur membrane en acétate de cellulose (dispositif Swinnex, porosité 0,45 µm). Le filtrat destiné au dosage de l'alcalinité et des nitrates, chlorures et sulfates est conservé dans des flacons en plastique et immédiatement congelé. Le filtrat destiné à l'analyse des métaux est également conservé dans des flacons plastifiés, acidifié avec quelques gouttes d'acide nitrique suprapur (HNO₃, 14 M). La conservation de ces échantillons est effectuée à 4°C.
- Une filtration sur membrane en fibre de verre. La chlorophylle et les MES sont filtrés sur filtre Whatman GF/F diamètre 47 mm, porosité 0,7 µm. Les filtrats, destinés au dosage des phosphates, ammonium et nitrites, sont conservés au congélateur dans des flacons en plastique.

II-4-2. Traitement des sédiments (Figure 8)

Le sédiment découpé sous azote doit être traité rapidement de retour au laboratoire. Les flacons contenant les sédiments sont centrifugés 20 min à 2500 trs/min. Le surnageant est constitué de l'eau interstitielle, qui est filtrée sous azote dans un sac à gants. L'eau issue de la première carotte est filtrée avec un dispositif Swinnex (membrane en acétate de cellulose, porosité 0,45 µm). Le filtrat est séparé dans 3 flacons en plastique : 1 mL pour l'alcalinité, 2mL pour les anions, et le restant pour les métaux, qui est acidifié avec de l'acide nitrique suprapur. Les eaux interstitielles issues de la seconde carotte sont filtrées sur membrane en fibre de verre calcinée (diamètre 25 mm, porosité 0,7 µm). Le filtrat est introduit dans des tubes en verre pour analyse ultérieure du COD et des orthophosphates. La méthode de conservation est la même que pour les échantillons d'eau surnageante.

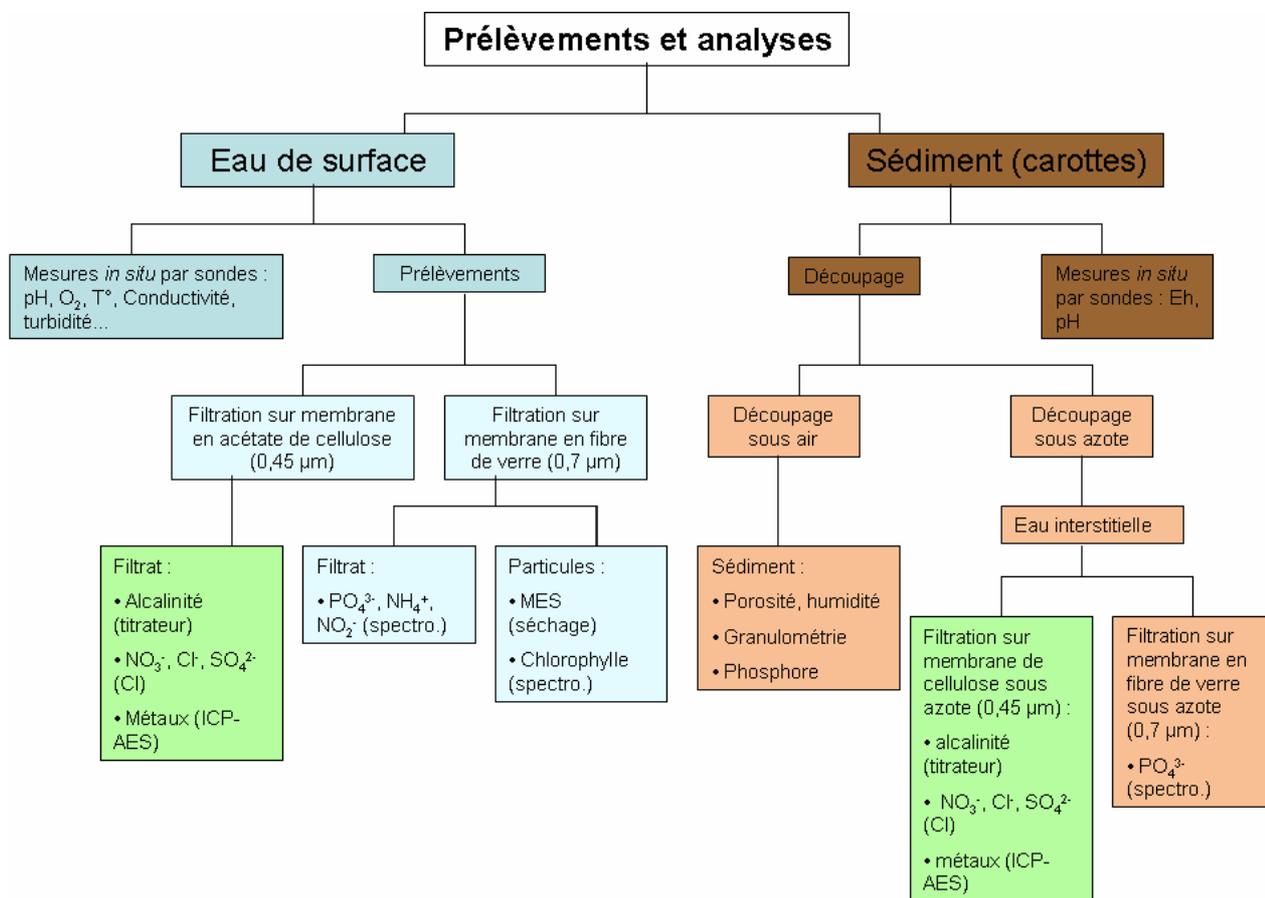


Figure 8 : Représentation schématisée des prélèvements et analyses à effectuer sur le Pont-Rouge. Abréviations - Spectro : spectrophotométrie ; CI : Chromatographie Ionique ; ICP-AES : spectromètre d'émission atomique par plasma à couplage inductif.

II-5. Présentation de la station de monitoring de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie

La station de monitoring de l'Agence de l'Eau Artois Picardie est un laboratoire mobile de 5 m de long sur 2,3 m de large soit une emprise au sol d'environ 11,5 m² (Figure 9). Elle est approvisionnée en eau par une pompe immergée de 15 m³.h⁻¹. De nombreuses analyses sont ensuite réalisées par voie électrochimique ou spectroscopique, avec ou sans prétraitements et des niveaux de filtration variables selon l'analyse (sans pour la turbidité, le pH, la conductivité, l'oxygène dissous et la température ; à 200µm pour l'ammonium, le carbone organique total, les nitrates et les phosphates). L'ammonium et le pH sont mesurés à l'aide de sondes potentiométriques, alors que les teneurs en nitrates et phosphates sont évaluées par colorimétrie d'après des protocoles normalisés AFNOR. La turbidité est mesurée à l'aide d'une sonde qui fonctionne sur le principe de la diffusion de la lumière par les particules en suspension et le carbone organique total est estimé par spectroscopie infra-rouge à partir de la quantité de CO₂ dégagée après oxydation de la matière organique. La température et la conductivité sont également des paramètres suivis en routine dans cette station. Enfin, sur le toit de la station, un pluviomètre et un luxmètre ont été installés pour avoir des informations météorologiques à l'échelle locale.



Figure 9 : Station de monitoring de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie (photo : C. Lesniak, Agence de l'eau Artois-Picardie).

L'ensemble des données est collecté automatiquement toutes les 10 minutes et traité en ligne d'après les calibrations des appareillages (

Tableau 6). Enfin, malgré le haut degré d'automatisation de cette station, des contrôles réguliers sont nécessaires et durant la phase de déploiement, un personnel est affecté à 100% pour ce travail.

Tableau 6 : Plages de mesure (Pl. Mes.) et unité des paramètres physico-chimiques mesurés dans la station mobile de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.

Abréviations : Cond., conductivité ; COT, carbone organique total ; Pluvio, pluviométrie ; Lux, éclairage solaire.

Paramètre	Turbi.	pH	Cond.	O ₂	NH ₄ ⁺	COT	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	Pluvio.	Lux.
Pl. Mes.	0-500	1-14	0-4000	0-14	0-10	0-100	0-100	0-3	-	2000-20000
Unité	NTU	upH	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mm	Lux

II-6. Analyses des eaux surnageantes et interstitielles

O₂, T, Eh, pH, conductivité, turbidité — Les mesures des paramètres physicochimiques sont réalisées dans les eaux surnageantes et/ou interstitielles à l'aide de sondes portatives déployées directement sur le site (Tableau 7).

Tableau 7 : Caractéristiques des sondes de terrain

Paramètres	Matériel
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹ et % O ₂)	Sonde de type Clark (WTW, Oxi 340)
Température (°C)	Sonde Oxi 340 équipée d'un capteur de température
pH	Electrode en verre combinée à une électrode de référence Ag/AgCl, [KCl]=3M, calibrée avec des tampons à pH = 7 puis pH = 4.
Turbidité (FNU)	Turbidimètre TSS portable, Hach Lange
Conductimétrie (µS.cm ⁻¹ à 20°C)	Electrodes en platine platiné WTW
Potentiel d'oxydoréduction (Eh, mV vs Ag/AgCl, [KCl] = 3 M)	Electrode en platine combinée à une électrode de référence Ag/AgCl, [KCl]=3M.

Phosphates, ammonium, nitrites — Ces paramètres sont mesurés par spectrophotométrie (VARIAN, Cary 300 Scan UV-Visible), selon la loi de Beer-Lambert qui permet de doser une espèce chimique en solution par la mesure de son absorbance à une longueur d'onde précise. Cette mesure se fait le plus souvent après une réaction de complexation qui génère un composé coloré. Le tableau 8 présente les principales caractéristiques des dosages réalisés par rapport aux normes AFNOR.

Tableau 8 : Composés analysés par spectrophotométrie et protocoles associés.

Abréviations - LD : Limite de détection ; λ : longueur d'onde ; ε : coefficient d'extinction molaire.

ion	Méthode	LD (µg.L ⁻¹) (Cuve 5 cm)	Réactifs	λ (nm)	ε (L.mol ⁻¹ .cm ⁻¹)
PO ₄ ³⁻	NF T 90-023	2	Acide ascorbique & paramolybdate d'ammonium et tartrate double d'antimoine et potassium	880	23 000 ± 1000
NH ₄ ⁺	NF T 90-015	2	Phénol et nitroprussiate & solution alcaline	630	22 500 ± 1000
NO ₂ ⁻	NF T 90-013	2	Sulfanilamide & NED (N-naphtyl-éthylènediamine)	543	51 800 ± 1000

Alcalinité — L'alcalinité correspond à la concentration totale en ions alcalins (ou bases) : carbonates, hydrogénocarbonates, borates, fluorures, silicates, sulfures et phosphates. On considère généralement que l'alcalinité est égale à la concentration en ions HCO_3^- (hydrogénocarbonates) (Lesven, 2008). Le dosage est réalisé par potentiométrie, à l'aide d'un titrateur automatique Metrohm (736 GP Titrino), sur 1 mL d'échantillon. Le dispositif est muni d'un capillaire qui ajoute l'acide chlorhydrique à 0,02 M et d'une petite électrode en verre combinée (référence Ag/AgCl, $[\text{KCl}] = 3\text{M}$).

Nitrates, chlorures et sulfates — Ces ions ont été dosés par chromatographie ionique (appareil de marque Dionex). Ils sont séparés sur une colonne anionique (Ion Pac AS18 4x250mm) en fonction de leur densité de charge et entraînés par une phase mobile (KOH). Un détecteur conductimétrique permet de mesurer la concentration des anions après avoir effectué une courbe de calibration.

Éléments traces métalliques — L'appareil utilisé est un spectromètre d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES) Vista Pro à visée axiale (Varian). Cette technique d'analyse repose sur l'émission de raies lumineuses spécifiques par les atomes et ions excités à haute température (6000 - 10000 K) dans un plasma d'argon. Ces raies sont séparées grâce à une combinaison réseau - prisme puis détectées par un détecteur CCD (dispositif à couplage de charge).

II-7. Analyses des particules sédimentaires et en suspension

Humidité et porosité — Du sédiment est inséré dans de petits cubes transparents percés de trous pour chasser l'air et remplir entièrement le volume du cube. Les cubes sont pesés à vide, puis remplis de sédiment. Ils sont ensuite séchés sous hotte à flux laminaire et repesés. Les pourcentages d'humidité et de porosité sont calculés en fonction du volume du cube.

Granulométrie — La distribution granulométrique a été déterminée sur les sédiments humides grâce à un granulomètre laser Malvern Mastersizer 2000. Au cours de la mesure, les particules sédimentaires passent au travers du faisceau focalisé d'un laser hélium / néon. Ces particules provoquent une diffusion et une diffraction de la lumière sous un angle qui est fonction de leur diamètre. Une série de détecteurs photosensibles mesure l'intensité de la lumière diffusée en fonction de l'angle et permet ainsi de calculer la taille des particules, dans une gamme comprise entre 0,02 et 2000 μm .

MES (Matières en Suspension) — Après filtration d'une quantité précise d'eau surnageante, le filtre est placé sous hotte à flux laminaire pour séchage, puis pesé. La différence de masse du filtre après et avant filtration est rapportée au volume filtré.

Chlorophylle a et phéopigments — Le protocole utilisé est décrit par Aminot et Kérouel (2004). Le filtre est broyé dans un tube à centrifugation, à l'aide d'une baguette en verre acérée, en présence d'environ 10 mL d'acétone à 90%. Pour éviter toute dégradation par la lumière, les tubes sont enveloppés dans de l'aluminium. Les tubes sont ensuite stockés au réfrigérateur toute une nuit pour permettre l'extraction de la chlorophylle.

Après homogénéisation, les tubes sont centrifugés 15 min à 3000 trs.min⁻¹. Le surnageant est prélevé par pipette puis introduit dans une cuve de spectrophotométrie en quartz. L'absorbance est mesurée à 665 nm puis à 750 nm, pour réaliser une correction en cas de turbidité de l'échantillon. De l'acide chlorhydrique 0,3 mol.L⁻¹ est ensuite ajouté directement dans la cuve (10 à 20 µL par mL d'échantillon) afin de dégrader les chlorophylles en phéopigments. Après 2 min, les absorbances sont de nouveau mesurées à 665 et à 750 nm.

Minéralisation du phosphore sédimentaire — Cette extraction a été réalisée d'après le protocole décrit par Ruban et al. (2001). 200 mg de sédiment séché et tamisé à 63 µm sont calcinés dans un flacon en verre à 450°C pendant 3h. Après refroidissement, les sédiments calcinés sont mis en contact avec 20 mL de HCl 3,5 M. Les flacons sont ensuite agités 16h à température ambiante. La solution obtenue est centrifugée à 2000 trs/min puis filtrée sur dispositif swinnex. Le phosphore est finalement dosé par ICP-AES. Cette attaque permet l'extraction du phosphore disponible et du phosphore lié aux carbonates, aux apatites, et à la matière organique.

III. Résultats et discussion

III-1. Evolution des paramètres physico-chimiques au cours du suivi

Les paramètres physico-chimiques relevés pendant le suivi (Tableau 9) montrent une bonne homogénéité pour les 5 stations. La température passe de 5,9°C fin février à un maximum de 25°C en juillet. Le 15 novembre, la température de l'eau était redescendue à 9,5°C. Les valeurs de conductivité sont comprises entre 390 et 480 µS.cm⁻¹ pendant le suivi avec des maxima situés en juillet, lors des fortes températures et des faibles précipitations, ce qui a pour conséquence de concentrer les sels dissous.

Le plan d'eau du Pont Rouge est dans l'ensemble bien oxygéné avec une sursaturation toute l'année sauf pendant les mois de juillet et août où la saturation descend vers 80%. Cela correspond aussi à une période où les teneurs en chlorophylle a sont parmi les plus faibles (cf. III-3.). Les valeurs de pH évoluent entre 8 et 8,8 (milieu légèrement basique et tamponné par la présence de particules carbonatées). Les variations de pH au cours du suivi sont probablement liées à la production primaire

qui consomme du CO₂ en journée et en libère la nuit. Pour autant, la concentration en hydrogénocarbonates (HCO₃⁻) reste ici globalement constante comme le montrent les valeurs de l'alcalinité. Les 20 mai, 04 juin et 18 août, les concentrations sont cependant plus faibles et correspondent à une augmentation des teneurs en ammonium, nitrate et nitrite, c'est-à-dire à une séquence de dégradation de la matière organique. Enfin, les valeurs de la turbidité et de la transparence de l'eau indiquent que la lumière ne pénètre pas profondément dans la colonne d'eau. La zone euphotique dans laquelle évolue le phytoplancton est faible et les espèces adaptées à une faible luminosité sont donc plus compétitrices dans ce milieu.

Tableau 9 : Moyennes des paramètres d'eau de surface du Pont-Rouge.

Abréviations - Moy : moyenne sur 5 points ; RSD : Relative Standard Deviation (Ecart-type relatif)

	26-févr		25-mars		15-avr		28-avr		20-mai		4-juin		18-juin		1-juil	
	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD
Température eau (°C)	5,92	1,2	11,28	1,2	11,40	2,1	15,61	1,6	17,22	3,4	20,06	1,5	18,98	0,6	24,84	0,2
Température air (°C)	5,50	0,0	16,40	0,0	9,50	0,0	19,50	0,0	21,30	0,0	26,00	0,0	14,60	0,0	28,00	0,0
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	414,67	1,3	442,20	0,3	409,50	5,9	422,80	0,3	449,67	0,2	444,00	0,3	448,60	0,6	465,40	0,3
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹)	14,62	2,3	13,82	3,0	11,66	5,0	9,83	3,9	10,45	1,6	8,95	5,0	9,30	9,4	8,78	17,4
Saturation (%)	122,33	6,1	129,16	2,7	132,80	3,5	121,50	1,3	129,96	2,5	119,56	5,0	123,00	8,7	128,48	17,5
pH (u.pH)	8,08	0,4	8,55	4,1	8,51	3,6	8,80	1,0	8,21	0,9	8,34	1,2	8,63	0,3	8,41	0,8
Turbidité (FNU)					14,52	17,8	9,10	27,0	4,90	20,4	5,59	39,3			7,07	18,6
Transparence (m)					0,48	20,0	0,70	11,3	1,17	10,3	1,25	16,5	0,60	0,0	0,96	9,3
Alcalinité (mmol.L ⁻¹)	2,40	4,8	2,29	5,1	2,62	5,0	2,50	5,5	1,74	7,5	1,94	4,9	2,77	4,7	2,64	17,1

	13-juil		22-juil		18-août		26-août		9-sept		22-sept		11-oct		15-nov	
	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD	Moy.	RSD
Température eau (°C)	24,38	0,4	22,58	1,0	18,60	0,5	19,88	0,6	17,92	0,6	16,56	1,1	15,08	1,7	9,52	2,9
Température air (°C)	24,90	0,0	19,00	0,0	17,40	0,0	22,00	0,0	17,90	0,0	17,30	0,0	9,70	0,0	9,40	0,0
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	481,60	0,3	483,20	0,2	415,00	14,3	437,60	0,2	433,20	0,3	427,40	0,7	426,60	0,2	393,50	1,7
Oxygène dissous (mg.L ⁻¹)	5,52	9,7	5,38	3,5	4,79	7,9	8,14	5,2	8,28	15,8	9,02	5,7	10,09	7,3	11,33	5,6
Saturation (%)	80,16	8,2	77,78	2,6	77,80	7,7	106,66	5,8	106,82	15,9	113,00	6,1	124,80	10,0	97,80	4,9
pH (u.pH)	8,00	0,7	8,14	0,6	8,16	2,0	8,23	1,0	8,13	0,3	8,46	1,1	8,25	0,3	7,60	0,7
Turbidité (FNU)	15,26	16,3	18,24	4,3			16,08	16,1	11,64	6,6	11,32	34,6	9,71	4,7	29,57	13,7
Transparence (m)	0,68	16,9	0,58	4,7	0,50	0,0	0,63	10,6	0,70	0,0	0,80	15,3	0,83	3,5	0,39	10,6
Alcalinité (mmol.L ⁻¹)	2,75	22,9	2,41	16,8	1,64	12,1	2,03	10,6	2,13	7,2	2,44	3,1	2,33	2,3	2,42	3,8

III-2. Caractérisation des sédiments

Les sédiments de surface sont riches en eau (environ 80%) et sont très poreux (environ 90%). Avec la profondeur, le sédiment se tasse progressivement mais de façon hétérogène dans le plan d'eau. Par exemple, au point 3, à 10 cm de profondeur, le pourcentage en eau est de 27 % alors qu'il est encore égal à 72 % au point 2. Les analyses granulométriques confirment cette hétérogénéité dans le plan d'eau. Dans le cas du point 3, la distribution granulométrique n'est pas homogène et se décale avec la profondeur vers des particules plus fines (Figure 10). Cette distribution granulométrique s'accorde bien avec les valeurs de porosité plus faibles pour ce point et avec les observations effectuées lors du découpage de la carotte (présence d'une couche d'argile grise en profondeur). La distribution granulométrique des sédiments des points 1 et 2 est relativement homogène avec la profondeur (Figure 10).

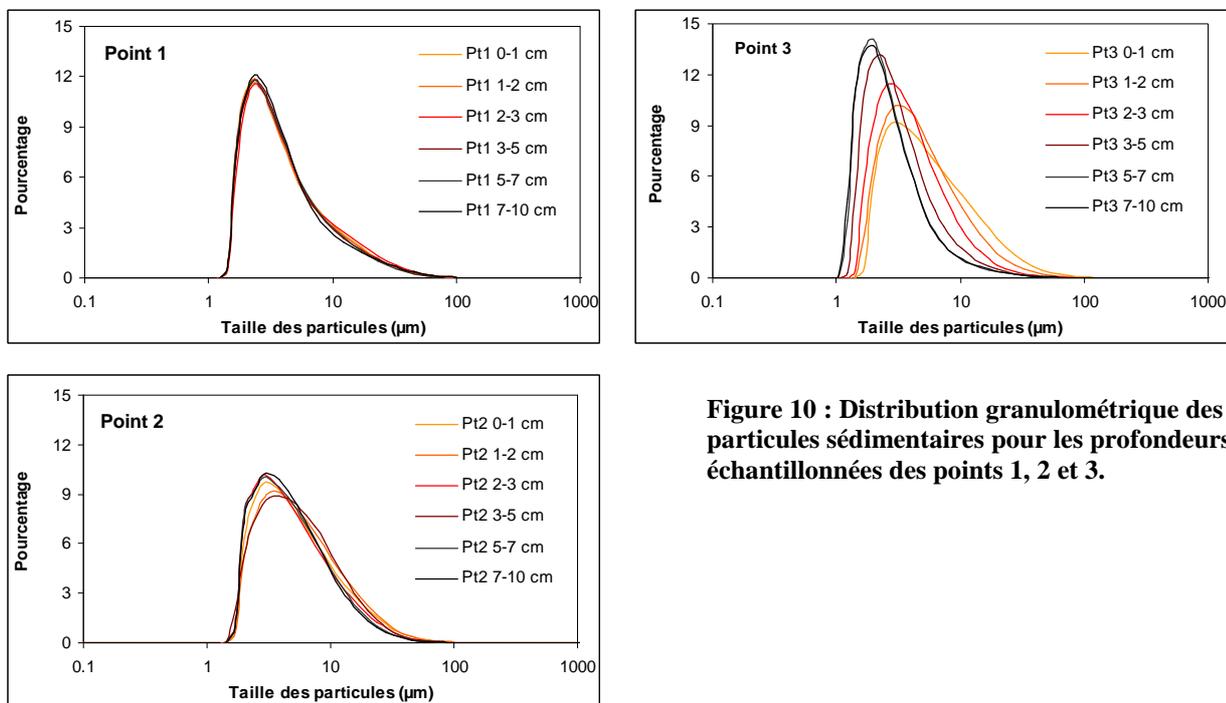


Figure 10 : Distribution granulométrique des particules sédimentaires pour les profondeurs échantillonnées des points 1, 2 et 3.

Plus précisément, la distribution granulométrique des échantillons de sédiments est dominée par :

- les particules argileuses (taille $< 4\mu\text{m}$) avec des contributions de 58-62 %, 40-48 % et 42-81 % pour les points 1, 2 et 3, respectivement ;
- les particules limoneuses (taille comprise entre 4 et 63 μm) avec des contributions de 37-41 %, 52-60 %, 19-58 % pour les points 1, 2 et 3, respectivement.

Les sables très fins (taille comprise entre 63 et 125 μm) représentent moins de 1 % des particules, quel que soit le point étudié.

Le potentiel d'oxydoréduction n'a pas été mesuré dans la colonne d'eau mais uniquement dans le sédiment. Les valeurs (mesurées par rapport à l'électrode de référence Ag/AgCl, [KCl] = 3M) sont positives au dessus de l'interface eau-sédiment et diminuent fortement dans le sédiment sur les 4 premiers cm avec des amplitudes comprises entre 400 et 700 mV (Figure 11). Cela indique clairement que les premiers processus biogéochimiques (dont le principal moteur est la minéralisation de la matière organique par les bactéries) ont lieu dans les sédiments de surface (diagenèse précoce). Cela signifie aussi que le sédiment peut être considéré comme un compartiment consommateur d'oxygène, et qu'il participe donc à la diminution des teneurs de cette espèce dans le plan d'eau. Lorsque l'oxygène, les nitrates et les oxydes sont consommés, les sulfates peuvent servir d'oxydants pour les bactéries sulfato-réductrices. Cela pourrait alors expliquer pourquoi les concentrations en sulfates dans le plan d'eau diminuent progressivement de février à novembre de 25 %. Par contre, n'ayant pas de données entre novembre et février, nous ne pouvons pas voir comment le stock de sulfate pourrait être renouvelé.

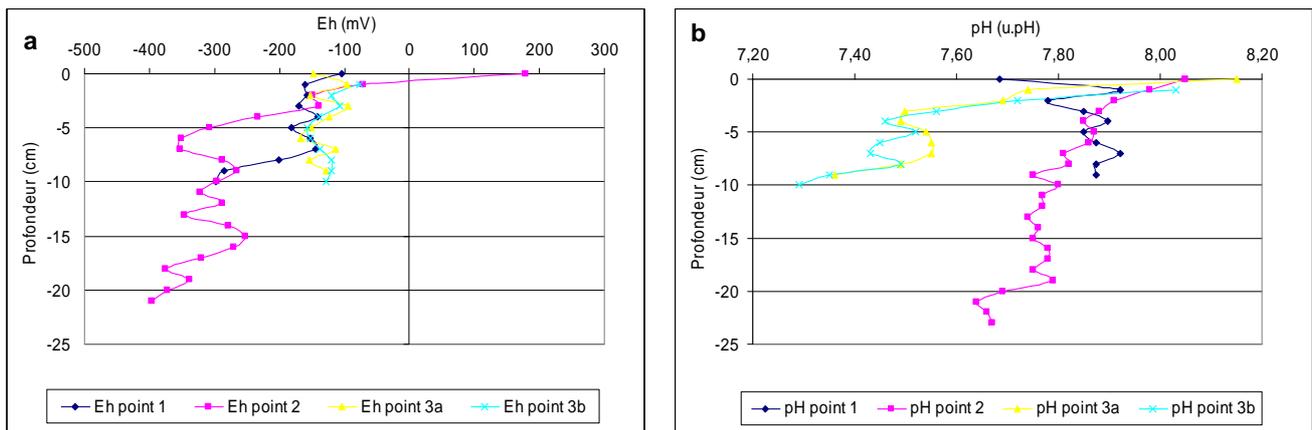


Figure 11 : Evolution des valeurs du potentiel rédox (a) et du pH (b) en fonction de la profondeur dans les sédiments de l'étang du Pont-Rouge, aux points 1, 2 et 3.

III-3. Paramètres biologiques

Les concentrations en *chlorophylle a* sur le plan d'eau du Pont Rouge sont comprises entre 8 et 83 $\mu\text{g.L}^{-1}$ tout au long du suivi (Février 2010-Novembre 2010). Le phytoplancton se développe également au cours des périodes moins propices, avec des valeurs de l'ordre de 35 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en novembre et en février. Cela peut expliquer pourquoi, même en hiver, la régénération des phosphates n'est pas visible car continuellement consommés (voir ci-après). Les valeurs minimales de *chlorophylle a* sont observées en général après des maxima mi avril et mi juin, laissant supposer une dégradation rapide de la production primaire. Pour autant, la concentration en phéopigments n'augmente pas particulièrement durant ces périodes de sorte que le rapport *Chl a* / Phéop. reste supérieur à 1 et que les processus de dégradation ne s'accompagnent pas de période d'anoxie.

Le graphe Figure 12 représente les mesures en continu réalisées avec l'Algae Online Analyser (AOA, marque Bbe) de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie pendant les mois de mai et juin, et permet d'avoir une vision plus fine de l'enchaînement du développement algal. Ce graphique confirme la fin du bloom de diatomées fin avril, suivi d'une période d'eau claire (faibles concentrations en *chl a*) et le début de la croissance des algues vertes à partir de début mai, responsables des concentrations en *chl a*. On constate une augmentation des concentrations en cyanobactéries à partir du 24 mai. Le 4 juin, les cyanobactéries (*Aphanizomenon flos-aquae* : 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$) supplantent les algues vertes (3 $\mu\text{g.L}^{-1}$), et forment un bloom visible à l'œil nu le 5 juin (60 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

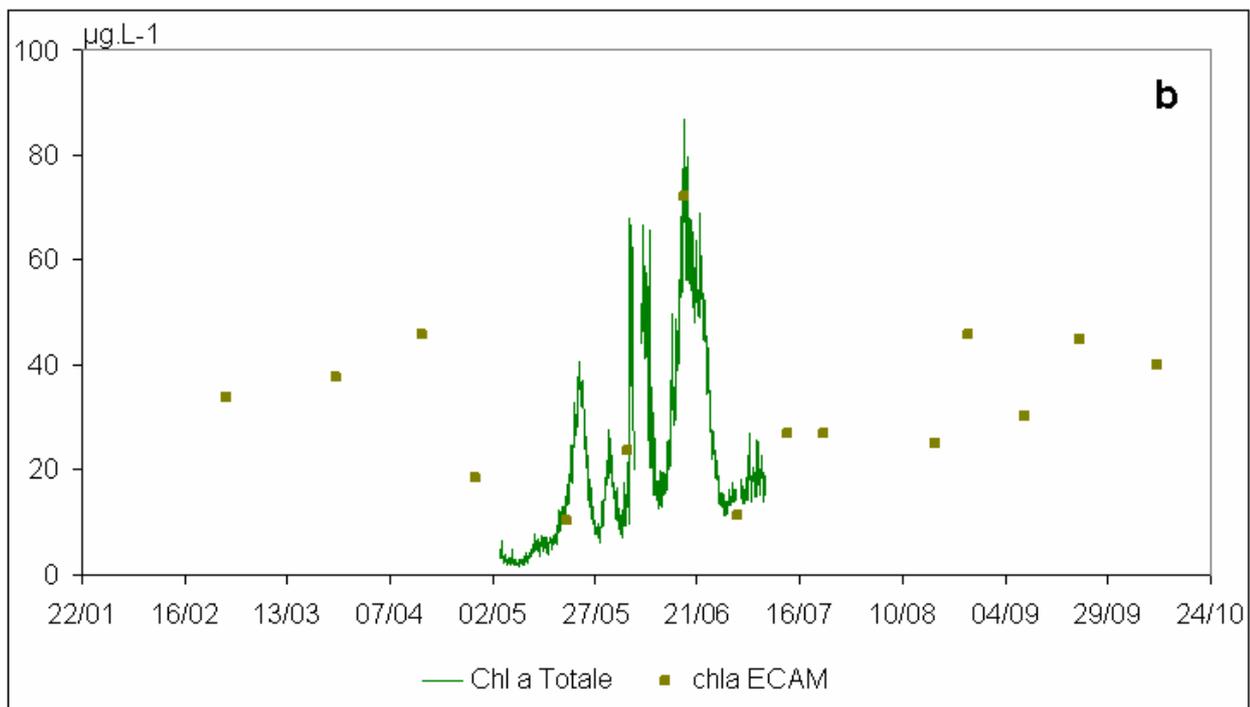
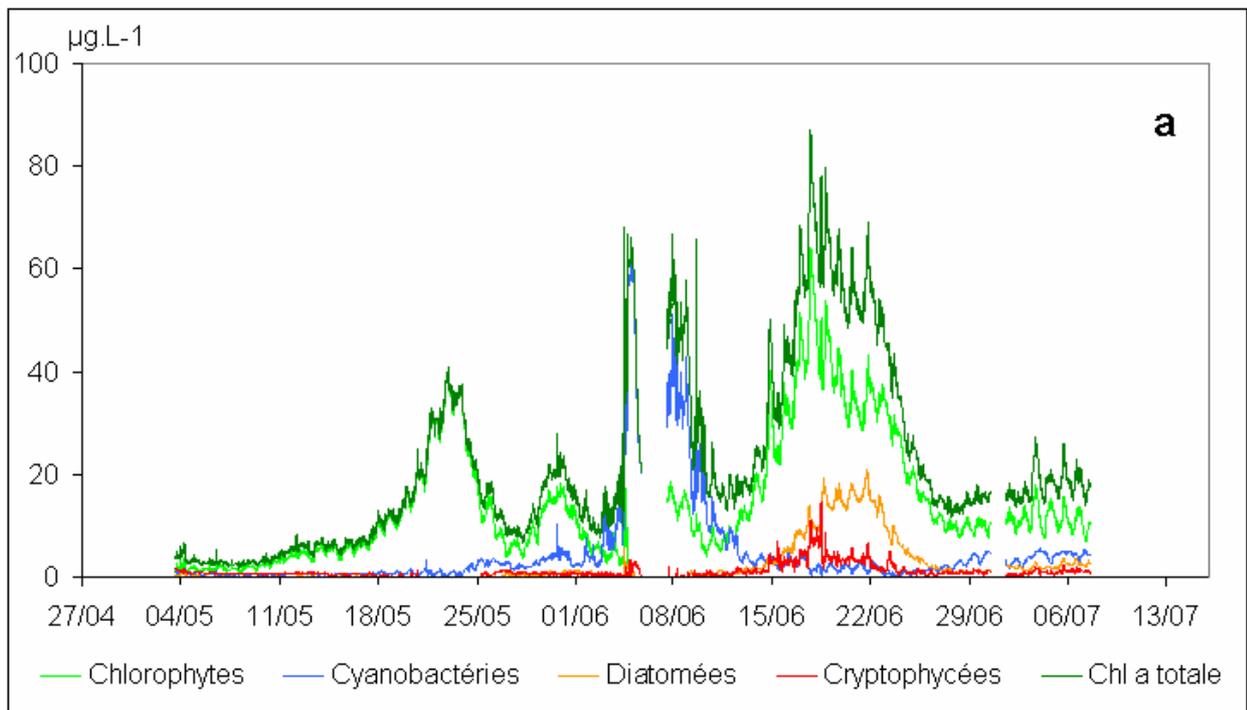


Figure 12 : Concentrations en phytoplancton enregistrées par l'AOA sur l'étang du Pont-Rouge (mai-juin 2010) (a) et mesurées en laboratoire (chlaECAM) entre février et novembre 2010) (b).

III-4. Comportement de l'azote et du phosphore en relation avec le développement algal

Le comportement de l'azote dans le plan d'eau a été examiné à travers le suivi des concentrations en nitrates, nitrites et ammonium dans les eaux surnageantes et les eaux interstitielles (Tableau 10).

Tableau 10 : Concentrations en nutriments dans les eaux superficielles du Pont-Rouge

Abréviations - Moy : moyenne sur 5 les points de suivi ; RSD : Relative Standard Deviation (Ecart-type relatif)

	26-févr		25-mars		15-avr		28-avr		20-mai		4-juin		18-juin		1-juil	
	Moy	RSD	Moy	RSD	Moy	RSD	Moy	RSD	Moy	RSD	Moy	RSD	Moy	RSD	Moy	RSD
$\text{NO}_3^- \text{ mg.L}^{-1}$	6,10	10,3	3,27	11,6	0,47	25,7	0,27	82,9	1,07	6,5	2,24	100,1	0,21	38,8	0,18	16,9
$\text{NH}_4^+ \text{ mg.L}^{-1}$	0,04	66,6	0,02	7,5	0,03	12,4	0,02	8,9	0,22	8,6	0,05	11,8	0,02	33,6	0,01	18,9
$\text{NO}_2^- \text{ mg.L}^{-1}$	0,010	29,5	0,020	9,2	0,003	31,3	0,003	38,3	0,047	13,3	0,033	7,0	<0,002		0,011	29,1
$\text{PO}_4^{3-} \text{ mg.L}^{-1}$	0,05	18,4	0,03	105,1	0,02	27,8	0,01	22,9	0,06	12,2	0,09	14,2	0,15	18,9	0,12	13,9

	13-juil		22-juil		18-août		26-août		09-sept		22-sept		11-oct		15-nov	
	Moy	RSD	Moy	RSD	Moy	RSD										
$\text{NO}_3^- \text{ mg.L}^{-1}$	0,12	24,5	0,14	21,4	0,38	6,6	0,10	0,0	0,10	0,0	0,19	42,6	0,10	0,0	3,84	27,5
$\text{NH}_4^+ \text{ mg.L}^{-1}$	0,04	18,4	0,02	13,3	0,17	9,5	0,01	21,7	0,02	51,2	0,02	56,6	0,01	28,5	0,08	5,9
$\text{NO}_2^- \text{ mg.L}^{-1}$	0,021	13,3	0,014	19,6	0,055	22,9	0,035	31,0	0,008	7,8	0,006	24,9	0,004	60,9	0,037	17,1
$\text{PO}_4^{3-} \text{ mg.L}^{-1}$	0,38	4,3	0,28	4,4	0,12	10,7	0,09	9,5	0,18	2,5	0,10	23,5	0,10	0,0	0,26	16,5

Dans les eaux de surface, les concentrations en nitrate sont en général assez homogènes par date sur l'ensemble du plan d'eau (Figure 13). Aux faibles concentrations ou lors d'évènements de type bloom, les concentrations peuvent néanmoins varier d'un facteur 10 selon les stations (voir les données du 4 juin 2010). De manière générale, les concentrations diminuent progressivement entre février et avril pour atteindre des concentrations inférieures à $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Entre les mois de mai et août, le comportement des nitrates est plus erratique car on observe des maxima à 6 mg.L^{-1} , égaux à ceux observés durant la période hivernale. Il semble donc que le développement important d'algues au printemps et en été soit ponctuellement suivi d'une nitrification, c'est-à-dire une oxydation des formes réduites de l'azote en nitrate (transformation de NH_4^+ et NO_2^- en NO_3^-). Par exemple, le développement important mais momentané d'algues vertes fin mai début juin est suivi d'une dégradation de la matière organique s'accompagnant d'une libération de NH_4^+ (ammonification) recyclé sous forme de nitrates. L'ammonification puis la nitrification s'accompagnent d'une production ponctuelle de nitrites (forme intermédiaire entre NH_4^+ et NO_3^-) et surtout d'ammonium pouvant atteindre $200 \mu\text{g.L}^{-1}$, soit des valeurs 10 fois plus importantes que sur les autres périodes. Cette production semble toutefois limitée dans le temps en raison d'une bonne oxygénation du plan d'eau qui favorise les réactions de nitrification. Entre juin et septembre, les concentrations en nitrates restent faibles, indiquant que ce sel nutritif pourrait être limitant pour le développement algal.

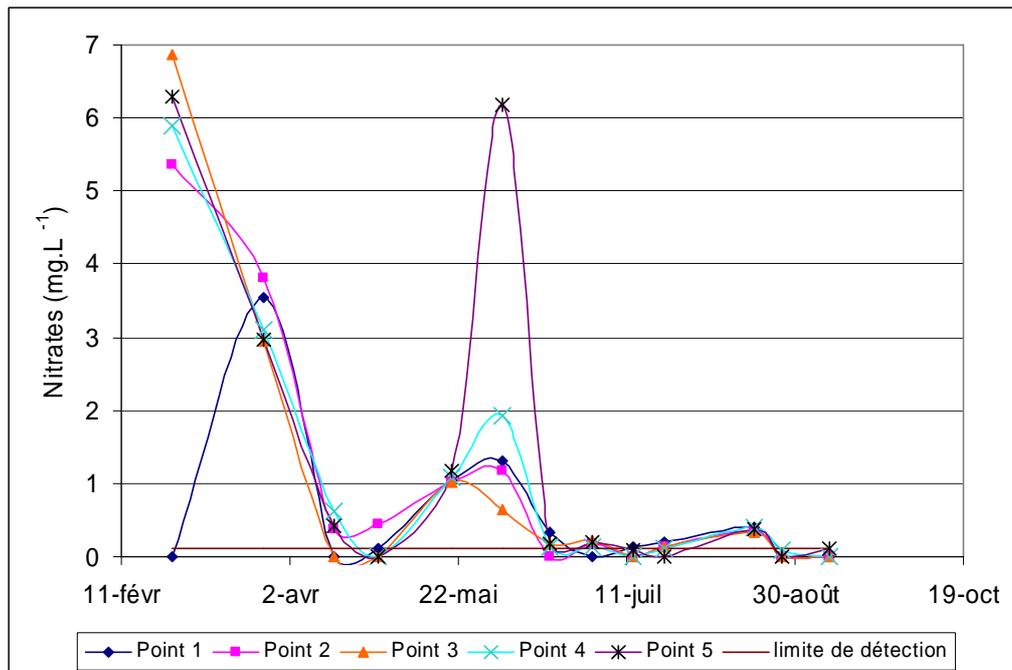


Figure 13 : Concentrations en nitrates dans les eaux superficielles du Pont-Rouge

Dans les eaux interstitielles (Figure 14), les concentrations en nitrates sont faibles et souvent inférieures à $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Les nitrates sont en effet consommés par les bactéries lorsqu'il y a un défaut d'oxygène dans le milieu, ce qui est le cas pour les sédiments de l'étang du Pont Rouge. Il est néanmoins surprenant de constater que les maxima ne sont pas forcément observés proches de l'interface ; une explication possible serait la nitrification des ions ammoniums produits — cette nitrification est en fait le résultat d'une oxydation de NH_4^+ par des oxydants comme le dioxygène ou plus probablement ici les oxydes de manganèse (Bartlett et al., 2008) — qui conduit à des profils non conventionnels (normalement les nitrates disparaissent en profondeur car ils sont consommés en tant qu'oxydant par les bactéries). En tout cas, les résultats montrent que les sédiments ne sont pas au final une source de nitrates directe pour la colonne d'eau mais plutôt un lieu possible de dénitrification [transformation des nitrates en diazote (N_2) par les bactéries] comme le suggèrent de nombreuses études (Sørensen and Jørgensen, 1987 ; Aller et al., 1998 ; Luther et al., 1997 ; Hulth et al., 1999 ; Anschutz et al., 2000 ; Mortimer et al., 2002, 2004).

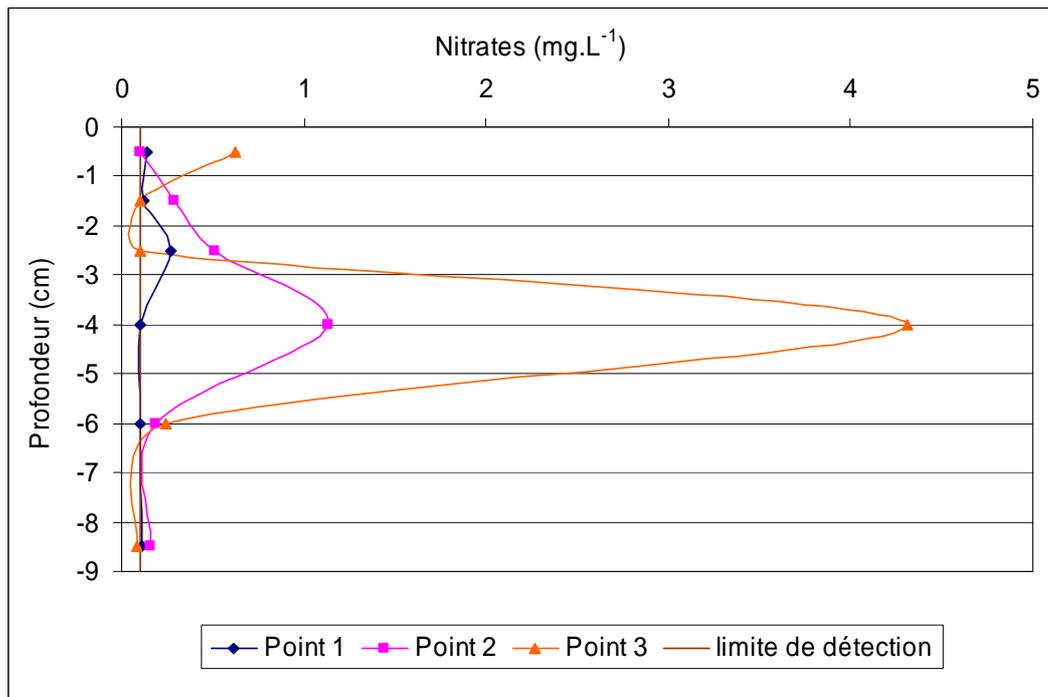


Figure 14: Evolution des concentrations en nitrates dans les eaux interstitielles des sédiments du Pont-Rouge

Le comportement du phosphore (Figure 15a) dans l'étang du Pont Rouge a été examiné à partir des ions orthophosphates. Le comportement de ce sel nutritif semble ici relativement atypique car les concentrations sont faibles en période hivernale (recyclage du stock en hiver) et augmentent pendant le printemps, alors que l'on s'attendrait plutôt à une consommation des phosphates au cours de la production primaire.

Le développement algal nécessite aussi un apport de nitrates comme l'indique l'Équation 1. Lorsque l'on étudie le rapport molaire $\text{NO}_3^-/\text{PO}_4^{3-}$ (Figure 15b), on se rend compte que les valeurs sont très largement supérieures à 16 jusque début juin puis inférieures à 5 ensuite. Cela signifie qu'à partir de juin, les nitrates deviennent un facteur limitant au développement algal alors que les phosphates sont en excès et non complètement consommés. C'est en effet ce que l'on observe car à partir de la mi-juin, les concentrations en phosphates augmentent significativement dans l'ensemble du plan d'eau. Cette limitation par l'azote et les nitrates en particulier est de nature à favoriser le développement des cyanobactéries hétérocystées qui peuvent assimiler l'azote sous sa forme N_2 , toujours présent.

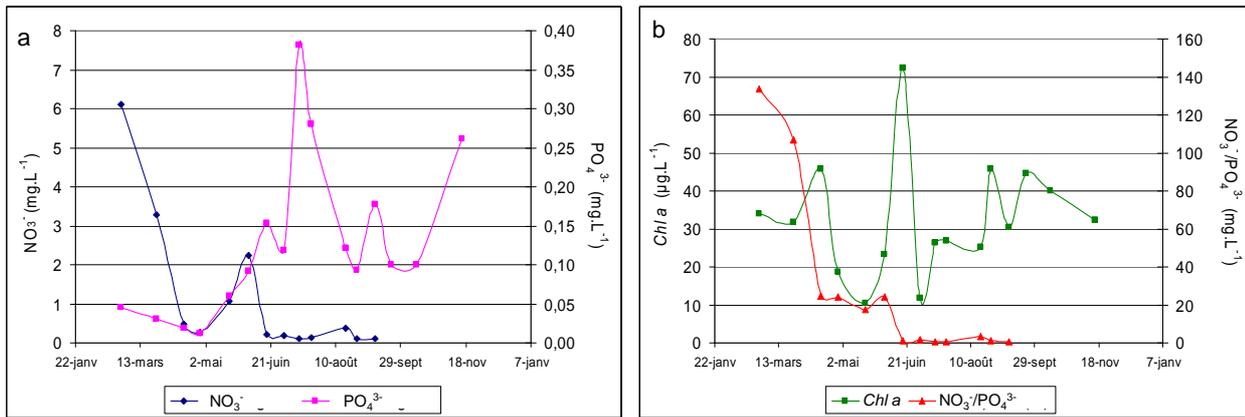


Figure 15 : Evolution des concentrations en phosphates, en nitrates (a), en *chlorophylle a* et évolution du rapport nitrates/phosphates (b)

Lorsque l'on reprend la succession du développement du phytoplancton dans l'étang (Figure 16), on se rend compte qu'en fin d'hiver, les chrysophycées flagellées dominent, majoritairement représentées par *Erkenia sp.* Au printemps, les diatomées centriques (*Stephanodiscus parvus* plus particulièrement) colonisent l'étang tandis que les algues vertes se développent progressivement en même temps, jusqu'à dominer le peuplement phytoplanctonique en mai avec *Ankyra lanceolata*. A partir de juin (c'est-à-dire lorsque l'on observe un rapport N/P < 16 avec des concentrations en nitrates faibles), les cyanobactéries hétérocystées font quelques développements importants (AEAP, 2010) : *Aphanizomenon sp.* domine par 3 fois le peuplement algal, et l'espèce *A. flos-aquae* est à l'origine d'un bloom très visible sur la surface entière de l'étang. Les genres *Aphanocapsa*, *Coelomorion* et *Anabaena* font également quelques apparitions majoritaires en fin d'été.

Le développement des cyanobactéries a également été clairement mis en évidence à partir de fin mai – début juin grâce aux données de l'AOA (Figure 12). Cette succession est comparable à celle classiquement observée dans la littérature : après le développement des diatomées au printemps, une période d'eau claire est observée avant le développement des algues vertes qui régressent ensuite pour laisser la place au développement des cyanobactéries.

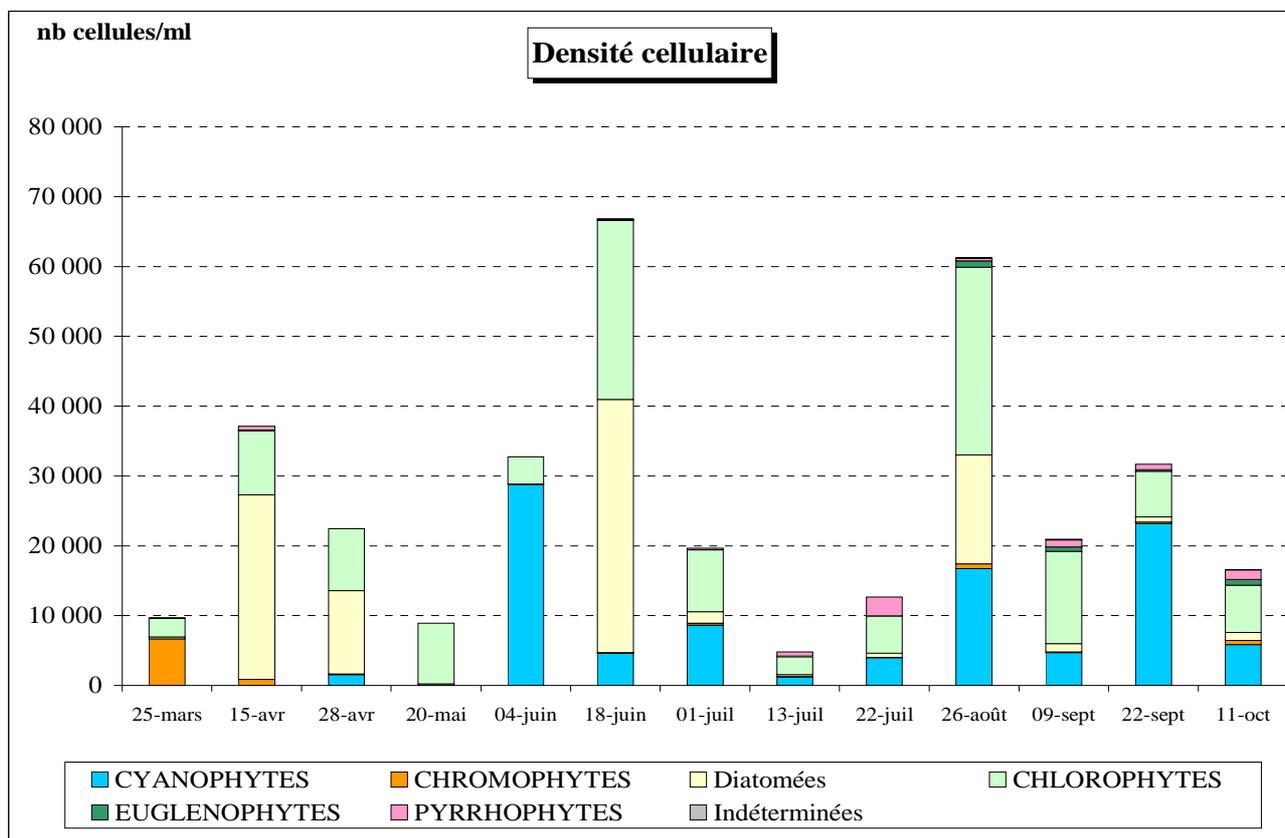


Figure 16: Evolution du phytoplancton dans l'étang du Pont-Rouge (AEAP, 2010).

Dans les eaux interstitielles de la carotte prélevée le 04/03/2010 au point 1 face au restaurant (Figure 17), les concentrations en phosphates dissous augmentent avec la profondeur, probablement en raison de la minéralisation progressive de la matière organique et de la réduction progressive des oxydes de fer qui libèrent dans les couches sédimentaires les plus anoxiques les phosphates initialement adsorbés. Dans les eaux interstitielles de surface, les concentrations sont en moyenne égales à $200 \mu\text{g.L}^{-1}$, environ dix fois plus élevées que dans la colonne d'eau à la même période (valeurs mesurées au point 1 le 26 février 2010 égales à $30 \mu\text{g L}^{-1}$). Cela explique en partie pourquoi les flux de phosphates à l'interface eau-sédiment ne semblent pas être très élevés et pourquoi le sédiment ne jouerait pas un rôle de source de phosphore dissous pour la colonne d'eau (voir ci-après).

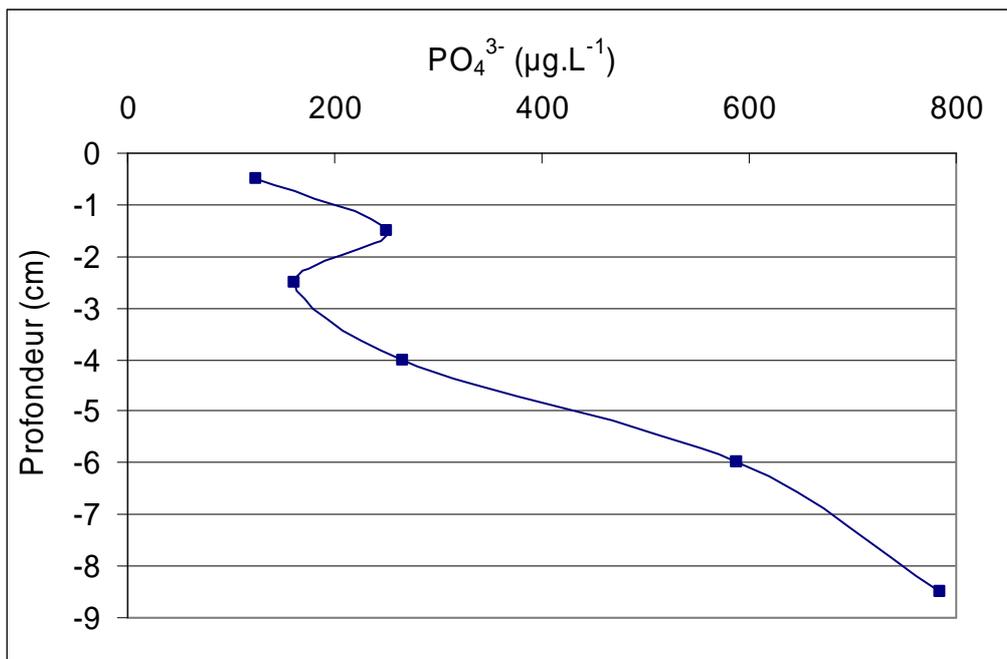


Figure 17 : Evolution des concentrations en phosphates dans les eaux interstitielles au point 1

III-5. Flux de phosphates à l'interface eau-sédiment

L'analyse des particules sédimentaires montre que celles-ci sont riches en phosphore, plus particulièrement dans les premiers cm sous l'interface où les concentrations totales sont de l'ordre du $g \cdot kg^{-1}$ (Figure 18). Les concentrations diminuent ensuite progressivement avec la profondeur pour arriver à des valeurs de l'ordre de $0,6-0,7 g \cdot kg^{-1}$. Cette décroissance rapide a également été observée dans l'étang du Vignoble à Valenciennes. Ce profil atypique pour un élément majeur a été décrit précédemment dans la littérature (Sundby et al., 1992) et s'explique de la façon suivante : l'apport de phosphore particulaire d'origine minérale et organique à la surface du sédiment provoque un enrichissement progressif en phosphates avec la profondeur dans les eaux interstitielles en raison d'une minéralisation du phosphore organique et d'une réduction des oxydes de fer qui libèrent les phosphates adsorbés. Le gradient de concentration provoque alors la diffusion des phosphates dissous vers l'interface eau-sédiment qui vont être à nouveau ré-adsorbés sur les oxydes et hydroxydes de fer. Il apparaît donc que les phosphates présents dans les eaux interstitielles sont piégés en surface par les oxydes de fer. En cas d'anoxie de la colonne d'eau à l'interface eau-sédiment (par exemple lors de la décomposition du phytoplancton), la réduction des oxydes de fer pourrait libérer rapidement un stock de phosphore conséquent.

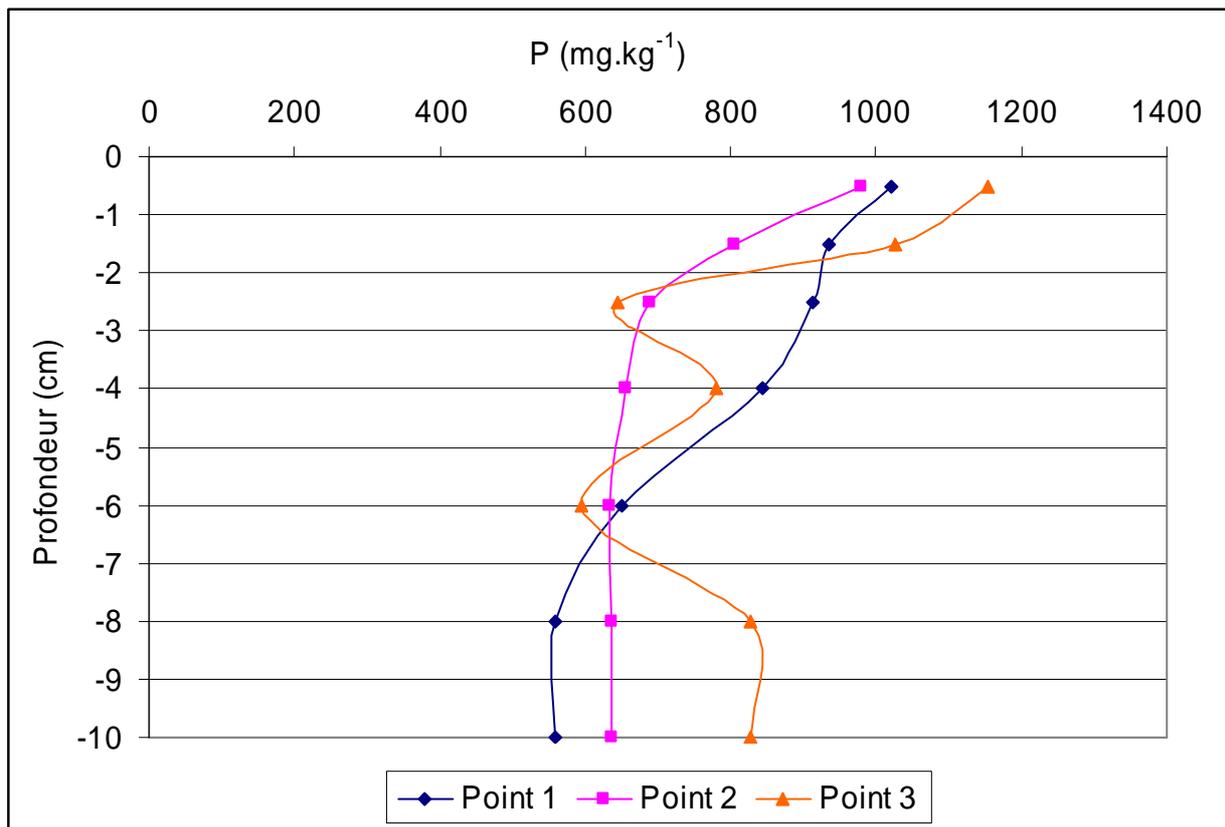


Figure 18 : Evolution des concentrations en phosphore total dans les sédiments du Pont-Rouge pour les points 1, 2 et 3, prélevés le 04/03, le 01/04 et le 20/04 respectivement.

Cependant, étant donné que les eaux interstitielles ont des concentrations en orthophosphates supérieures, quoique du même ordre de grandeur, à celles de la colonne d'eau, il serait possible que l'on observe une diffusion du phosphate dissous du compartiment sédimentaire vers la colonne d'eau. Pour ce faire, des expériences de flux benthiques ont été réalisées par incubation de carottes en système ouvert, le système n'étant pas isolé de l'atmosphère. Comme indiqué dans le paragraphe Matériel et Méthodes, les carottes sédimentaires sont mises en contact avec de l'eau surnageante fraîchement ajoutée, et qui est agitée lentement pour éviter la formation de gradients de concentrations pendant les 8 heures que dure l'incubation. Toutes les heures, des prélèvements d'eau sont réalisés afin d'estimer les concentrations en phosphates dissous et d'en déduire l'enrichissement ou l'appauvrissement de cette espèce dans la colonne d'eau.

Dans ces conditions, il a été observé que les concentrations en oxygène évoluent peu dans l'eau surnageante contrairement à ce qui a été observé dans l'étang du Pont Rouge en raison de l'activité photosynthétique pendant la journée. Dans certains cas, les concentrations en oxygène dans les microcosmes diminuent même légèrement en raison de la consommation progressive de cet oxydant par les bactéries présentes au niveau de l'interface eau-sédiment. Cette expérimentation reflète donc plus l'impact du sédiment sur la colonne d'eau que les mécanismes globaux qui ont lieu dans l'étang.

Les mesures des concentrations en phosphates ont été réalisées par spectrophotométrie dans des cuves de 1 cm. Les concentrations étaient régulièrement en dessous de la détection limite de sorte que les flux n'ont pas pu être calculés. Cela signifie aussi que sur 8 heures d'incubation, les flux de phosphate dissous semblent être faibles, et d'après calcul, en se basant sur la valeur de la limite de détection de la technique de dosage des phosphates, inférieurs à $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$.

En effet, en supposant que la hauteur d'eau moyenne dans l'étang soit de 2 m et que le phosphate soit un élément conservatif (c'est-à-dire qu'il ne serait ni consommé par les algues, ni adsorbé sur les MES, ce qui n'est pas le cas), l'enrichissement maximal serait alors de $0,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en 24 heures, soit $200 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ sur une année. Ce faible échange de phosphate au niveau de l'interface eau-sédiment est probablement lié à la présence de la couche oxydée (mise en évidence précédemment), constituée en partie d'oxydes de fer qui sont de bons absorbants vis-à-vis des phosphates dissous.

III-6. Comportement du fer et du manganèse dans l'étang du Pont Rouge

Les concentrations en fer et manganèse dissous dans les eaux surnageantes et interstitielles ont été régulièrement suivies entre février et novembre 2010 (Figure 19). Les concentrations en fer dans la colonne d'eau sont homogènes et importantes avec un « fond » à environ $25 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Etant données les fortes concentrations en oxygène dans le plan d'eau, le fer est probablement sous forme ferrique, Fe(III), et associé à des colloïdes de petites tailles. Le 4 juin, les concentrations sont en moyenne deux fois plus importantes, probablement en raison de la dégradation de la matière organique qui va libérer du fer sous forme colloïdale. Le manganèse est également présent dans la colonne d'eau mais à de plus faibles concentrations (de l'ordre de quelques $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Elles augmentent également début juin d'un facteur 10-20 probablement pour les mêmes raisons que pour le fer. En novembre, les concentrations sont également très fortes, en particulier pour le fer, ce qui indiquerait la présence importante d'une phase colloïdale. La présence de colloïdes de fer en suspension pourrait alors adsorber une partie des phosphates dissous dans la colonne d'eau et réduire ainsi leur biodisponibilité.

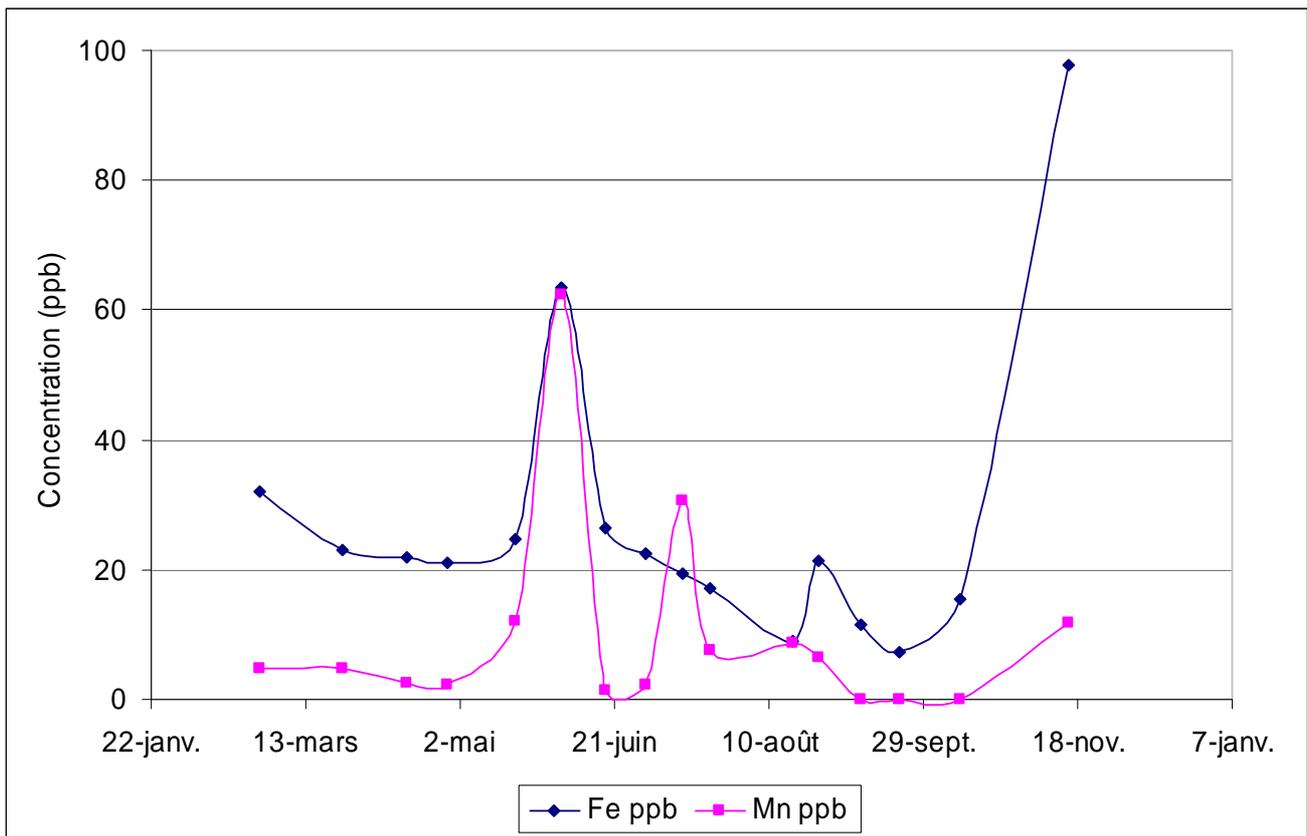


Figure 19 : Evolution des concentrations en fer et en manganèse dans les eaux superficielles

Dans les eaux interstitielles, l'absence d'oxygène et la réduction des oxydes de fer et de manganèse par les bactéries lors de la minéralisation du carbone organique produit quantitativement des ions Fe^{2+} et Mn^{2+} . Les profils de concentration (Figure 20) mettent bien en évidence la réduction des oxydes de manganèse avant ceux du fer et une réactivité de Mn^{2+} moins importante que Fe^{2+} . Les ordres de grandeur des concentrations sont nettement différents de ceux des eaux surnageantes : pour Mn, les valeurs sont comprises entre 880 et 2900 $\mu\text{g.L}^{-1}$ alors que pour le fer, les valeurs varient de 45 à 4900 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A partir de ces concentrations, on peut donc dire que les teneurs élevées en fer dans la colonne d'eau ne sont pas liées à la diffusion de Fe^{2+} à l'interface eau-sédiment car dans ce cas, les concentrations en Mn^{2+} dans les eaux surnageantes seraient beaucoup plus importantes en raison : (i) des concentrations plus fortes en Mn qu'en Fe dans les eaux interstitielles des sédiments de surface et ; (ii) de la cinétique d'oxydation beaucoup plus lente de Mn^{2+} que de Fe^{2+} . Ce comportement de Fe(II) rejoint donc celui des phosphates dans les eaux interstitielles qui sont pour la plupart du temps bloqués à l'interface oxygène eau-sédiment avec la présence d'hydroxydes de fer et d'oxygène. De même, avec la profondeur la disparition des oxydes de fer dans la colonne sédimentaire provoque la formation de Fe(II) dissous et la mise en solution des phosphates.

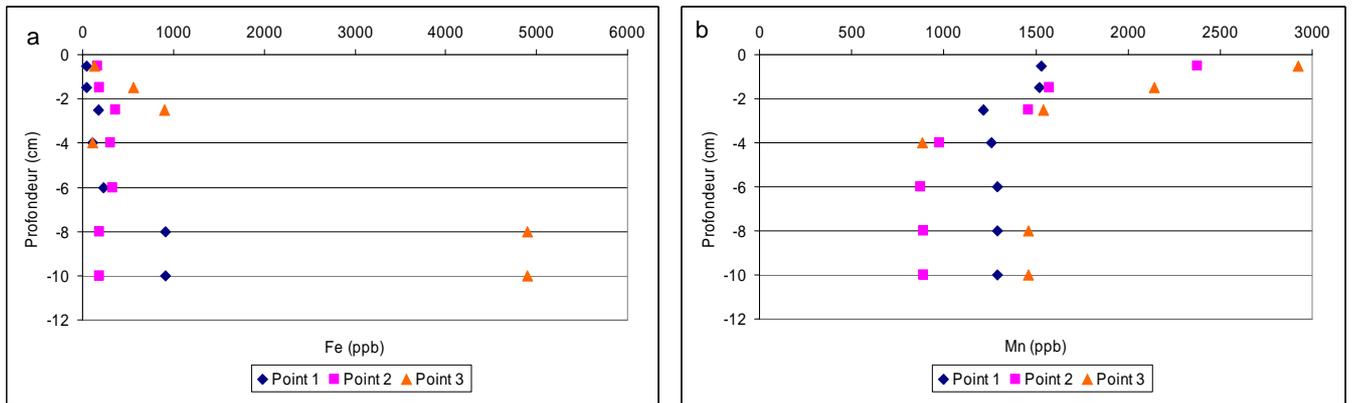


Figure 20 : Evolution des concentrations en fer (a) et en manganèse (b) dans les eaux interstitielles

III-7. Impact de la paille d'orge

La mise en place d'un traitement à la paille d'orge sur des plans d'eau de cette dimension apparaît difficile. Premièrement, l'aspect manutention, emballage et déploiement de la paille d'orge sur le plan d'eau demande un investissement humain conséquent estimé à environ 250 heures de travail. Deuxièmement, le maintien de la paille à la surface de l'eau n'a pas pu être réalisé durant cette expérimentation car il aurait fallu prévoir plus d'un millier de bouées pour soutenir les boudins de paille d'orge. Troisièmement, la dégradation de la paille d'orge ne s'est pas faite rapidement comme indiquée dans la bibliographie (CEH, 2004) ; cette paille est encore quantitativement présente en avril 2011, un an après la mise à l'eau alors que sa dégradation totale aurait dû se produire sur la saison printanière.

Les efflorescences de cyanobactéries ont été limitées sur les plans d'eau de la région au cours de l'année 2010 en raison de conditions climatiques défavorables. De plus, elles ont été relativement brèves de sorte qu'un suivi bimensuel n'a pas été suffisant pour les répertorier exhaustivement sur le plan d'eau du Quesnoy. Le déploiement de la paille d'orge début mai n'a pas empêché l'apparition de cyanobactéries fin mai – début juin puis fin août - septembre. Par ailleurs la production de polyphénols (conséquence de la dégradation de la paille d'orge) responsables de l'action algistatique de ce traitement n'a pas pu être suivie car la méthode de dosage des polyphénols n'était pas assez sensible (DL = 0,5 mg/L avec la méthode de Folin Ciocalteu proposée par l'INRA).

Les valeurs de chlorophylle a représentées Figure 12 ne baissent pas significativement après l'épandage de la paille d'orge début mai. De même, la densité cellulaire du phytoplancton dans l'étang varie entre 4800 et 66800 cellules/mL mais aucune inflexion particulière n'est observée après l'épandage. Cela signifie que globalement, l'effet algistatique n'est pas démontré dans cette étude. Pour autant, il a été démontré qu'un tel traitement pouvait aussi stimuler certaines espèces d'algues,

même si certains résultats pouvaient se montrer contradictoires, pour le genre *Anabaena* par exemple. Dans notre cas, ces espèces n'ont pas montré de développements importants, et n'ont fait que des apparitions ponctuelles dans l'étang au cours de cette étude.

En conséquence, l'effet du traitement à la paille d'orge dans l'étang du Pont Rouge n'a pas pu être mis en évidence au cours de cette étude, contrairement à des études menées par Murray et al (2010) ou Brownlee et al (2003). Etant donné la main d'œuvre nécessaire pour un tel traitement, nous ne préconisons pas de renouveler des tests sur des étangs de superficie aussi importante.

Conclusion et perspectives

Bien que diminuant, l'importance des apports en phosphore aux plans d'eau de la région Nord-Pas de Calais a conduit ces dernières années au développement récurrent et massif de cyanobactéries d'autant que la concentration en phosphore des sédiments est le plus souvent élevée. Ces efflorescences ont plusieurs conséquences sur les systèmes aquatiques eux-mêmes (production algale et de cyanobactéries excessive, risques de mortalité de la faune piscicole, diminution de la biodiversité...), sur leur utilisation (restriction voire interdiction de la baignade, limitation des activités nautiques), ainsi que sur leur attractivité touristique (couleur, odeur...). Pour lutter contre le développement excessif de cyanobactéries sur l'étang du Pont Rouge au Quesnoy, plusieurs traitements avaient été réalisés sans réels succès. Cette étude avait pour but de tester un traitement « naturel » à base de paille d'orge qui avait montré une certaine efficacité sur plusieurs écosystèmes lacustres.

Les cyanobactéries sont connues pour se développer dans des systèmes riches en phosphore car elles y deviennent compétitives et peuvent se développer y compris lors d'une carence en nitrates. Dans l'étang du Pont Rouge, les teneurs en phosphates dans l'eau surnageante sont variables avec des valeurs souvent supérieures à $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Dans les sédiments, les concentrations en phosphore particulaire sont maximales dans les sédiments de surface ($\sim 1 \text{ g.kg}^{-1}$) et diminuent avec la profondeur d'environ 30-40%. Le sédiment, et en particulier celui de surface, agit donc comme un réservoir permanent en phosphore, bien que les flux de phosphore dissous à l'interface eau-sédiment soient faibles en raison d'une couche oxyde de sédiment dans laquelle les phosphates sont adsorbés sur les hydroxydes de fer. Par ailleurs, une particularité intéressante a également été observée quant au rapport N/P. A partir du moment où les nitrates dans la colonne d'eau deviennent limitants pour le développement algal, les cyanobactéries hétérocystées font leur apparition dans le plan d'eau.

Les efflorescences de cyanobactéries ont été limitées sur les plans d'eau de la région au cours de l'année 2010 en raison de conditions climatiques défavorables. De plus, elles ont été relativement brèves de sorte qu'un suivi bimensuel n'a pas été suffisant pour les répertorier exhaustivement sur le plan d'eau du Quesnoy. Le déploiement de la paille d'orge début mai n'a pas empêché l'apparition de cyanobactéries fin mai – début juin puis fin août – septembre. En conséquence, nous ne préconisons pas ce type de traitement pour des plans d'eau aussi grands que celui du Pont Rouge au Quesnoy. De nouveaux essais pourront cependant être envisagés sur des étangs de tailles plus modestes où la mise en place et la dégradation de la paille d'orge en condition oxyde sera plus rapide et pourra ainsi se reproduire sur plusieurs années. Il sera ainsi possible de statuer plus clairement sur l'efficacité de ce traitement « naturel » à but algistatique.

Liste des Figures

Figure 1 : Influence des apports en phosphore sur le fonctionnement du réseau trophique (Barroin, 2003).	4
Figure 2 : Succession algale induite par un enrichissement en phosphore (Barroin, 2003).	5
Figure 3 : Cycle du phosphore en milieu aquatique, d'après Gallioz, 2004.	6
Figure 4 : Illustration de quelques cyanobactéries courantes en Europe : a- <i>Aphanizomenon flos aquae</i> ;.....	8
Figure 5 : Bloom de cyanobactéries (<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>) sur l'étang du Pont-Rouge au Quesnoy (4 juin 2010) (Photo : E. Prygiel).....	9
Figure 6 : Etang du Pont-Rouge, points de prélèvements et position des structures de paille. D'après Google maps.	12
Figure 7 : Illustrations de la mise en place du dispositif de traitement.....	15
Figure 8 : Représentation schématique des prélèvements et analyses à effectuer sur le Pont-Rouge. Abréviations - Spectro : spectrophotométrie ; CI : Chromatographie Ionique ; ICP-AES : spectromètre d'émission atomique par plasma à couplage inductif.	18
Figure 9 : Station de monitoring de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.	19
Figure 10 : Distribution granulométrique des particules sédimentaires pour les profondeurs échantillonnées des points 1, 2 et 3.....	24
Figure 11 : Evolution des valeurs du potentiel rédox (a) et du pH (b) en fonction de la profondeur dans les sédiments de l'étang du Pont-Rouge, aux points 1, 2 et 3.	25
Figure 12 : Concentrations en phytoplancton enregistrées par l'AOA sur l'étang du Pont-Rouge (mai-juin 2010) (a) et mesurées en laboratoire (chl _a ECAM) entre février et novembre 2010) (b).	27
Figure 13 : Concentrations en nitrates dans les eaux superficielles du Pont-Rouge	29
Figure 14: Evolution des concentrations en nitrates dans les eaux interstitielles des sédiments du Pont-Rouge	30
Figure 15 : Evolution des concentrations en phosphates, en nitrates (a), en <i>chlorophylle a</i> et évolution du rapport nitrates/phosphates (b).....	31
Figure 16: Evolution du phytoplancton dans l'étang du Pont-Rouge (AEAP, 2010).....	32
Figure 17 : Evolution des concentrations en phosphates dans les eaux interstitielles au point 1	33
Figure 18 : Evolution des concentrations en phosphore total dans les sédiments du Pont-Rouge	34
Figure 19 : Evolution des concentrations en fer et en manganèse dans les eaux superficielles	36
Figure 20 : Evolution des concentrations en fer (a) et en manganèse (b) dans les eaux interstitielles..	37

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Formes végétales caractérisant l'eutrophisation (CORPEN, 1998)	3
Tableau 2 : Caractéristiques hydrologiques de l'étang du Pont-Rouge (ERE, 1994).	12
Tableau 3 : Espèces dominantes des blooms de cyanobactéries du Pont-Rouge (d'après Jourdan, 2006)	13
Tableau 4 : Historique des actions menées sur le Pont-Rouge contre le phosphore (Jourdan, 2006). ..	13
Tableau 5 : Calendrier des campagnes eau et sédiments menées sur l'étang du Pont-Rouge.	17
Tableau 6 : Fréquence de mesures (F) et plages de mesure (Pl. Mes.) des paramètres physico-chimiques mesurés dans la station mobile de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.	20
Tableau 7 : Caractéristiques des sondes de terrain	20
Tableau 8 : Composés analysés par spectrophotométrie et protocoles associés.....	20
Tableau 9 : Moyennes des paramètres d'eau de surface du Pont-Rouge.....	23
Tableau 10 : Concentrations en nutriments dans les eaux superficielles du Pont-Rouge.....	28

Liste des Equations

Équation 1 : Synthèse de la biomasse chlorophyllienne.	3
---	---

Bibliographie

- AFNOR, 1975. Essais des eaux. Dosage de l'azote ammoniacal. NF T 90-015.
- AFNOR, 2005. Qualité de l'eau- Dosage du phosphore- Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium. NF T 90-023.
- AFNOR, 1993. Qualité de l'eau. Dosage des nitrites. Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire. NF T 90-013.
- AFSSA, 2006. Evaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Maisons-Alfort, juillet 2006, 227 pages.
- Agences de l'Eau, 1997. Lessives, phosphates et eutrophisation des eaux. Les études des Agences de l'Eau n° 39, 24 p.
- Agences de l'eau, 1999. Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. Les études des Agences de l'eau n°62, 221 pages. (<http://www.lesagencesdeleau.fr/francais/etudes>)
- Agences de l'eau, 2003a. Aide à la décision pour le traitement des plans d'eau. Les études des Agences de l'eau n°83, 221 pages. (<http://www.lesagencesdeleau.fr/francais/etudes>)
- Agences de l'Eau, 2003b. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau, rapport de présentation SEQ-Eau (version 2), document pdf, 106p. (<http://siecorse.eaurmc.fr/eaux-superficielles/fichiers-telechargeables/grilles-seq-eau-v2.pdf>)
- AEAP, 2010. Phytoplancton de 6 plans d'eau d'Artois-Picardie - année 2010. Rapport IPL Lille, AEAP, novembre 2010, 26p.
- Aller, R.C., Hall, P.O.J., Rude, P.D., Aller, J.Y., 1998. Biogeochemical heterogeneity and suboxic diagenesis in hemipelagic sediments of the Panama Basin. *Deep-Sea Res. I* 45, 133–165.
- Aminot A et Kérouel R, 2004. Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Ed. Ifremer, 336 pages.
- Andersson G, Granelli W, Stenson J, 1988. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. *Hydrobiologia*, 170: 267–284.
- Anschutz, P., Sundby, B., Lefrancois, L., Luther, G.W., Mucci, A., 2000. Interactions between metal oxides and species of nitrogen and iodine in bioturbated marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 64 (16), 2751–2763.
- ASTEE, 2008. Commission ressources en eau et milieux aquatiques (CREMA), groupe de travail « algues » (moyens de maîtrise in-situ des proliférations d'algues). Compte-rendu de la réunion n°1 du 10 janvier 2008, 5 pages.
- Ball A, Williams M, Vincent D, Robinson J, 2001. Algal growth control by a barley straw extract. *Bioresource Technology* 77: 177-181.
- Barrett PRF, Littlejohn JW, and Curnow J, 1999. Long-term algal control in a reservoir using barley straw. *Hydrobiologia* 415:309-313.
- Barroin G, 1991. La réhabilitation des plans d'eau. *La Recherche* 238, vol.22, p 1412-1422.
- Barroin G, 2003. Phosphore, azote, carbone...du facteur limitant au facteur de maîtrise. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA* n°52, septembre 2004, 25 pages.
- Bartlett R, Mortimer RJG, Morris K, 2008. Anoxic nitrification : Evidence from Humber Estuary sediments (UK), *Chemical Geology* 250: 29-39.
- Billon G, Fisher J-C, 2008. Niveau de contamination par le phosphore et par les métaux du chenal d'alimentation de la base de loisir « Les Prés du Hem ». Rapport scientifique AEAP et Lille1, novembre 2008, Université Lille1, 19p.
- Boylan J, 2000. Advancements in determining the role of barley straw as an algal control agent-Notes. Iowa State University, 7p.
- Brient L, Vézic C, et Bertru G, 2001. Evaluation des efflorescences à cyanobactéries dans des eaux de cours d'eau et plans d'eau bretons. Université de Rennes 1, UMR Ecobio, Rennes, 82 pages.

- Brownlee E, Sellner S and Sellner K, 2003. Effects of barley straw (*Hordeum vulgare*) on freshwater and brackish phytoplankton and cyanobacteria. *Journal of applied Phycology* 15:525-531.
- Butler R, Reedyk S, Murrell S et Ma B, 2005. L'utilisation de la paille d'orge pour la lutte contre les algues dans les étangs-réservoirs des Prairies : rapport final. Regina (Saskatchewan), Agriculture et Agroalimentaire Canada, Administration du rétablissement agricole des Prairies, 43 pages.
- CEH (Centre for Ecology and Hydrology), 2004. Information Sheet 1: Control of algae with barley straw. CEH Wallingford, 13p.
- CIPEL, 2009. Les produits sans phosphates pour le lave-vaisselle ont le vent en poupe, résultats de l'enquête 2009 de la CIPEL, communiqué de presse, Nyon-Changins, 2p (<http://www.cipel.org/sp/IMG/pdf/CIPEL-communique-phosphate-2009.pdf>)
- CORPEN, 1998. Programme d'action pour la maîtrise des rejets de phosphore provenant des activités agricoles, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche et Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Comité d'orientation pour la réduction de la pollution des eaux par les nitrates, les phosphates et les produits phytosanitaires provenant des activités agricoles, groupe « programme d'action phosphore »-octobre 1998, 65 p.
- DIREN, 2003. La pollution par les matières phosphorées en Bretagne, sources, transfert et moyens de lutte. Etude bibliographique, Rennes, décembre 2003, 83 pages.
- Drabkova M, 2007. Methods for control of the cyanobacterial blooms development in lakes. Thèse de l'Université de Brno, République Tchèque, 91 pages.
- Dutartre A, Peltre M-C, Pipet N, Fournier L, Menozzi M-J, 2008. Régulation des développements de plantes aquatiques. *Ingénieries n° spécial*, p 135-154.
- Environnement, Etudes, Recherches (ERE), 1994. Etude des moyens de résorption de l'eutrophisation de l'étang du Pont-Rouge Le Quesnoy (59), rapport d'études, Le Quesnoy, date, 46 pages.
- Gallioz C, 2004. Evaluation du rôle du phosphore sédimentaire dans la dynamique d'apparition des blooms d'*Alexandrium minutum* en estuaire de Penzé. Rapport de stage de maîtrise des sciences de l'environnement. Université de Bretagne occidentale, Brest, 29p.
- Gerdeaux D, 2007. Phosphore et eutrophisation des eaux douces. Le phosphore dans l'environnement : bilan des connaissances sur les impacts, les transferts et la gestion environnementale, in *Oceanis*, documents océanographiques, vol 33-1/2, p 75-86.
- Graneli W, 1979. The influence of *Chironomus plumosus* larvae on the exchange of dissolved substances between sediment and water, *Hydrobiologia* 66, 149-159.
- Hansen K, Mouridsen S, Kristensen E, 1998. The impact of *Chironomus plumosus* larvae on organic matter decay and nutrient (N, P) exchange in a shallow eutrophic lake sediment following a phytoplankton sedimentation. *Hydrobiologia*, 364: 65-74.
- Harper, 1992. Eutrophication of freshwater. Principles, problems and restoration, Chapman et Hall, 327p.
- Hulth, S., Aller, R.C., Gilbert, F., 1999. Coupled anoxic nitrification/manganese reduction in marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* 63, 49-66.
- Jourdan S, 2006. Suivi de l'impact d'un procédé technique de lutte contre les conséquences du processus d'eutrophisation des plans d'eau, suivi de l'efficacité des hydroturbines implantées sur l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). Le Quesnoy: Fédération du Nord pour la pêche et la protection du milieu aquatique, 61 pages.
- Journal Officiel des Communautés Européennes, 1991, Directive du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, article 5, annexe II.
- Khan F and Ansari A, 2005. Eutrophication : an ecological vision. *The botanical review* 71 (4), p 449-482.
- Laviale M, 2009. Efficacité de la paille d'orge pour le traitement des proliférations algales. Rapport d'études, Université Lille1 Sciences et Technologies, Agence de l'eau Artois-Picardie, Douai, 26 pages.

- Leitao M et Couté A, 2005. Guide pratique des cyanobactéries planctoniques du Grand Ouest de la France. Agence de l'eau Seine-Normandie, Honfleur, 34 pages.
- Lehtoranta J, Ekholm P, Pitkänen H, 2009. Coastal eutrophication thresholds : A Matter of sediment microbial processes. *Ambio*, vol 38, n°6, pp 303-308.
- Le Jeune A-H, Charpin M, Deluchat V, Briand J-F, Lenain J-F, Baudu M, Amblard C, 2006. Effect of copper sulphate treatment on natural phytoplanktonic communities. *Aquatic Toxicology* 80, 267-280.
- Lesven L, 2008. Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique. Thèse de l'Ecole doctorale des Sciences de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement, Université des Sciences et Technologies de Lille, Villeneuve d'Ascq, 179 pages.
- Lewandowski J and Hupfer M, 2005. Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments : a laboratory study, *Limnology and Oceanography*, 50(4), 1106-1118.
- Luther III, G.W., Sundby, B., Lewis, B.L., Brendel, P.J., Sliverberg, N., 1997. Interactions of manganese with the nitrogen cycle: alternative pathways to dinitrogen. *Geochim. Cosmochim. Acta* 61, 4043-4052.
- Menesguen A et Dion P, 2007. Rôle du phosphore dans l'eutrophisation littorale. Le phosphore dans l'environnement : bilan des connaissances sur les impacts, les transferts et la gestion environnementale, *Oceanis*, documents océanographiques, vol 33-1/2, p 17-36.
- Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Datry T, Malard F and Gibert J, 2005. Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? *Environmental Pollution* 134, 57-69.
- Morin R, 2007. Contrôle et élimination des algues dans les étangs piscicoles. Direction de l'innovation et des technologies, Quebec, 5 pages.
- Mortimer, R.J.G., Krom, M.D., Harris, S.J., Hayes, P.J., Davies, I.M., Davison, W., Zhang, H., 2002. Evidence for suboxic nitrification in recent marine sediments. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 236, 31-35.
- Mortimer, R.J.G., Harris, S.J., Krom, M.D., Freitag, T.E., Prosser, J.I., Barnes, J., Anschutz, P., Hayes, P.J., Davies, I.M., 2004. Anoxic nitrification in marine sediments. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 276, 37-51.
- Murray D, Parsons S, Jarvis P, Jefferson B, 2010. The impact of barley straw conditioning on the inhibition of *Scenedesmus usig* chemostats, *Water Research* 44, 1973-1980.
- Peltre M-C, Muller S, Ollivier M, Dutartre A, Barbe J, Haury J, Tremolières M, 2002. Les proliférations végétales aquatiques en France: caractères biologiques et écologiques des principales espèces et milieux propices. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 265/366 : 237-280.
- Ruban V, Lopez-Sanchez JF, Pardo P, Rauret G, Muntau H, Quevauviller Ph, 2001. Development of a harmonised phosphorus extraction procedure and certification of a sediment reference material, *Journal of environmental monitoring*, 2001, 3, 121-125.
- Sigg L, Stumm W et Behra P, 1992. Chimie des milieux aquatiques, chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, éditions masson, 391p.
- Sharpley A N, Hedley M J, Sibbesen E, Hillbricht-Ilkowska A, House W A and Ryszkowski L, 1995. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems, in *Scope 54 : Phosphorus in the global environment, transfers, cycles and management*, Tiessen H (ed), John Wiley & Sons, pp 171-200.
- Sørensen J and Jørgensen BB, 1987. Early diagenesis in sediments from Danishcoastal waters: microbial activity and Mn-Fe-geochemistry. *Geochim. Cosmochim. Acta* 51, 1583-1590.
- Sundby B, Gobeil C, Silverberg N and Mucci A, 1992. The phosphorus cycle in coastal marine sediments, *Limnology and oceanography*, 37/6: 1129-1145.
- Thoumelin G, 2009. Echanges eau-sédiments : devenir et mobilité du phosphore. In 5èmes rencontres scientifiques de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie, Villeneuve d'Ascq, (http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/9-_Guy_Thoumelin.pdf)

Thoumelin G, Billon G, Descamps R, Grare C, et Fisher J-C, 2008. Impact du traitement à la craie sur la qualité de l'eau et des sédiments en milieu lacustre. Rapport scientifique de Université des Sciences et Technologies de Lille I, UMR Géosystèmes, Villeneuve d'Ascq, Agence de l'eau Artois-Picardie, Douai, 32 pages.

Willame R, and Hoffmann L, 2005. Les cyanobactéries (algues bleues) responsables d'efflorescences dans les eaux stagnantes. Aspects systématiques-écologiques-toxicologiques. Centre de Recherche Public Gabriel Lippmann, rapport d'études pour l'Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, 121 pages.

Zhang L, Gu X., Shang J, Shen Q, Wang Z and Shen J, 2010. Impact of different animals on phosphorus dynamics across the sediment-water interface, *Journal of environmental Sciences* 22(11) 1674-1682.

Fiche de synthèse

L'enrichissement des milieux aquatiques en éléments nutritifs, en particulier en phosphore, conduit à des proliférations végétales, et notamment des efflorescences de cyanobactéries, encore appelées blooms. Plusieurs techniques préventives et curatives ont déjà été appliquées dans des plans d'eau du bassin Artois-Picardie avec des résultats mitigés. Très récemment, est apparue une nouvelle technique, basée sur la décomposition de la paille d'orge, supposée avoir un effet algistatique sur les populations algales et cyanobactériennes. Cette étude porte sur l'application de cette technique sur l'étang du Pont rouge au Quesnoy.

Le suivi a démarré en février 2010 et s'est achevé en novembre 2010, avec un épandage de 3 tonnes de paille sous forme de 150 boudins ensachés début mai 2010.

Les résultats montrent une bonne homogénéité des données dans **l'eau de surface** pour les 5 stations sélectionnées, indiquant que la masse d'eau est homogène sur l'ensemble de l'étang. Les températures évoluent fortement et passent de 5,9°C en février à 25°C en juillet. Les valeurs de conductivité sont comprises entre 390 et 480 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ avec des maxima observés en juillet, probablement liés à de faibles épisodes pluvieux et à l'évaporation qui concentre les sels dissous. Le plan d'eau est bien oxygéné pendant tout le suivi (état de saturation ou de sursaturation), avec cependant une baisse de 20% pour les mois de juillet et d'août qui correspondent à des périodes de faibles concentrations en chlorophylle. Par contre, la lumière ne pénètre pas profondément dans la colonne d'eau, et la transparence qui varie de 0,4 à 1,25 m est en moyenne de 0,75m. Les espèces adaptées à une faible luminosité sont donc plus compétitrices dans ce milieu. Les concentrations en chlorophylle a varient entre 8 et 83 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ tout au long du suivi avec un développement du phytoplancton même dans des périodes peu favorables comme en novembre et février. Les phosphates sont donc dans l'ensemble continuellement consommés dans l'étang et nous n'observons donc pas ici une régénération de sel nutritif pendant la période hivernale, qui semble plutôt curieusement avoir lieu pendant le printemps.

Le rapport Chla/Phéop est toujours supérieur à 1 indiquant que le renouvellement du phytoplancton se fait en permanence, mais un suivi haute fréquence permettrait peut être de mettre en évidence des séquences de production/dégradation plus fine. Un suivi en continu réalisé avec l'Algae Online Analyser (AOA, Bbe) entre début mai et fin juin a permis d'avoir une vision très fine de l'enchaînement du développement algal : les résultats montre la fin du bloom des diatomées fin avril, suivi d'une période plus claire (faibles concentrations en chl a) et le début de la croissance des algues vertes à partir de début mai. On enregistre également une augmentation des concentrations en cyanobactéries à partir du 24 mai. Le 04 juin, les cyanobactéries supplantent les algues vertes et forment un bloom visible à l'œil nu malgré la présence de la paille d'orge depuis 1 mois. Cette croissance des cyanobactéries coïncide avec des teneurs faibles en nitrates dans l'étang et un rapport N/P < 16, et de fait ce sont des cyanobactéries hétérocystées c'est-à-dire capables d'utiliser l'azote atmosphérique pour la photosynthèse qui prolifèrent.

Les sédiments de surface sont riches en eau (~ 80%) avec un tassement très hétérogène avec la profondeur selon les stations. De même, la granulométrie est très hétérogène dans les sédiments de surface. Sous l'interface eau-sédiment, les valeurs de potentiel rédox diminuent fortement indiquant que la colonne sédimentaire forme un milieu très réducteur. La matière organique, en particulier la matière organique végétale issue du phytoplancton, est en effet dégradée par les bactéries qui vont

donc consommer les oxydants présents, en tout premier lieu l'oxygène, puis les nitrates, les oxydes de fer et de manganèse et enfin les sulfates. Ainsi, les sédiments de surface sont un lieu de consommation de l'oxygène dissous et des nitrates présents dans la colonne d'eau. Ce comportement biogéochimique très classique des sédiments de surface va contrôler le devenir du phosphore dans les couches superficielles de la colonne sédimentaire. Cependant, la bonne oxygénation des eaux permet l'existence de formes oxydées du fer à la surface des sédiments. Les oxydes de fer vont pouvoir fixer le phosphore et ainsi limiter les teneurs en phosphore dissous à l'interface eau-sédiment. Sous cette interface et à partir des profondeurs où les oxydes de fer sont réduits (profondeur de 1-3 cm), les phosphates sont libérés. On observe ainsi une augmentation significative des concentrations en phosphates dissous avec des valeurs qui peuvent atteindre $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$. Dans les sédiments de l'étang, la présence d'oxydes de fer à l'interface eau-sédiment concentre le phosphore particulaire à environ 1 g.kg^{-1} , alors qu'à 5 cm de profondeur, les concentrations ont quasiment chuté de moitié. Ce résultat est très important pour le cycle du phosphore dans cet étang : on peut en effet supposer que si un épisode d'anoxie se produit à l'interface eau-sédiment une quantité importante de phosphates pourra très rapidement rediffuser dans la colonne d'eau.

La mise en place d'un **traitement à la paille d'orge** sur des plans d'eau de cette dimension apparaît difficile. Premièrement, l'aspect manutention, emballage et déploiement de la paille d'orge sur le plan d'eau demande un investissement humain conséquent estimé à environ 250 heures de travail. Deuxièmement, le maintien de la paille à la surface de l'eau n'a pas pu être réalisé durant cette expérimentation car il aurait fallu prévoir plus d'un millier de bouées pour soutenir les boudins de paille d'orge. Troisièmement, la dégradation de la paille d'orge ne s'est pas faite rapidement comme indiquée dans la bibliographie (CEH, 2004) ; cette paille est encore quantitativement présente un an après la mise à l'eau alors que sa dégradation totale aurait dû se produire sur la saison printanière.

Les efflorescences de cyanobactéries ont été limitées sur les plans d'eau de la région au cours de l'année 2010 en raison de conditions climatiques défavorables. De plus, elles ont été relativement brèves de sorte qu'un suivi bimensuel n'a pas été suffisant pour les répertorier exhaustivement sur le plan d'eau du Quesnoy. Le déploiement de la paille d'orge début mai n'a pas empêché l'apparition de cyanobactéries fin mai – début juin puis fin août - septembre. Par ailleurs la production de polyphénols (conséquence de la dégradation de la paille d'orge) responsables de l'action algistatique de ce traitement n'a pas pu être suivie car la méthode de dosage des polyphénols n'était pas assez sensible.

Les valeurs de chlorophylle a ne baissent pas significativement après l'épandage de la paille d'orge début mai. De même, la densité cellulaire du phytoplancton dans l'étang varie entre 4800 et 66800 cellules.mL⁻¹ mais aucune inflexion particulière n'est observée après l'épandage. Cela signifie que globalement, l'effet algistatique n'est pas démontré dans cette étude. Pour autant, il a été démontré qu'un tel traitement pouvait aussi stimuler certaines espèces d'algues, même si certains résultats pouvaient se montrer contradictoires. Dans notre cas, ces espèces n'ont pas montré de développements importants, voire ne se sont pas développées du tout dans l'étang au cours de cette étude.

En conséquence, l'effet du traitement à la paille d'orge dans l'étang du Pont Rouge n'a pas pu être mis en évidence au cours de cette étude, contrairement à certaines études antérieures. Etant donné la main d'œuvre nécessaire pour un tel traitement, nous ne préconisons pas de renouveler des tests sur des étangs de superficie aussi importante.