



fédération du nord
pour la pêche et la protection
du milieu aquatique

**SUIVI DE L'IMPACT D'UN PROCÉDE TECHNIQUE DE
LUTTE CONTRE LES CONSÉQUENCES DU PROCESSUS
D'EUTROPHISATION DES PLANS D'EAU**

*SUIVI DE L'EFFICACITÉ DES HYDROLIENNES IMPLANTÉES SUR
L'ÉTANG DU PONT ROUGE (LE QUESNOY)*



*Figure 1. Aérateur aquatique éolien ou hydrolienne (Société AEROLAC)
implantée sur le site de l'étang du Pont Rouge*

**Par Monsieur Stéphane JOURDAN
(Chargé d'études)
Avec la collaboration technique de
M. BELDAME, E. PETIT et J. PEON**

Juin 2006



REMERCIEMENTS

Cette étude a été menée avec le soutien financier de l'Agence de l'Eau Artois – Picardie, conformément à la délibération n°05-I-003 de la commission des interventions du 25 février 2005 (Convention n°52551), pour un montant de 14.755 €TTC.

L'étude a fait l'objet d'un comité de suivi qui s'est réuni en date des 7 juin 2004, 20 octobre 2004 et 1^{er} mars 2005.

Nous tenons à remercier plus particulièrement Messieurs Jean PRYGIEL, Christophe LESNIAK et Jean-Michel DRUMEZ (Agence de l'Eau Artois-Picardie) ainsi que Monsieur Patrick VERDEVOYE (DRIREN 59 / 62) tant pour la définition du cahier des charges que pour leur participation au comité de suivi de l'étude et pour les conseils précieux apportés au cours de ce travail.

Nos plus vifs remerciements aux responsables « Météo », Mlle Annette BARA, M. Pascal EVRARD et Mme Michelle SARCY, du collège Montaigne de Poix-du-Nord pour la transmission des données « Météorologie » des années 2004 et 2005.

Nous tenons également à remercier Mme LUDINARD (AEROLAC SAS) pour sa collaboration et les informations transmises, qui ont permis ce test *in situ* du procédé et la conduite de cette étude pilote dans le bassin Artois – Picardie.

RESUME

Un procédé d'aération de l'eau par un système d'aérateur aquatique éolien ou hydrolienne a été expérimenté sur le plan d'eau du Pont Rouge (Le Quesnoy). L'influence de ce procédé de déstratification des masses d'eau a été évaluée à partir du suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau et du peuplement algal.

Les résultats obtenus montrent une efficacité indéniable du brassage sur la limitation de la stratification thermique et sur l'oxygénation des couches profondes du plan d'eau. Cette oxygénation permet en outre d'éviter les mortalités piscicoles associées à l'anoxie des couches profondes qui caractérise les plans d'eau hypereutrophes comme l'étang du Pont Rouge, notamment lors des efflorescences algales.

Cependant, ce procédé de gestion des masses d'eau n'est d'aucune utilité pour limiter les proliférations algales et plus particulièrement les densités en cellules cyanophytiques. Les efflorescences algales se caractérisent par des valeurs de densité cellulaires culminant à près de 550.000 cellules par ml. Les espèces responsables de ces blooms algaux sont principalement *Oscillatoria spp.*, *Anabaena sp.* et *Aphanizomenon sp.*, espèces photosynthétiques autotrophes. Quelques occurrences de *Microcystis sp.* et *Plankthothrix sp.* ont été aussi observées. La recherche des toxines, que ces espèces sont susceptibles de libérer, a permis de démontrer des concentrations significatives en microcystines.

Les résultats obtenus ont été discutés au regard de l'état trophique du plan d'eau et de son évolution. En dépit du curage réalisé et de ce brassage des masses d'eau, le fonctionnement trophique de l'étang du Pont Rouge reste gravement perturbé par les apports de phosphore toujours existants.

SOMMAIRE

1. INTRODUCTION.....	5
1.1. SITUATION GEOGRAPHIQUE ET ALIMENTATION HYDRIQUE.....	5
1.2. RAPPEL DU CONTEXTE	8
1.3. LA GESTION DES MASSES D'EAU SUR L'ETANG DU PONT ROUGE	12
1.4. PROBLEMATIQUE.....	14
2. MATERIEL ET METHODES.....	15
2.1. PROTOCOLE DE SUIVI.....	15
2.2. SUIVI DES CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES.....	15
2.3. SUIVI DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU	16
2.4. SUIVI DU PEUPEMENT ALGAL.....	17
2.5. CHRONOLOGIE DES ECHANTILLONS ET ANALYSE STATISTIQUE DES RESULTATS	20
3. RESULTATS.....	22
3.1. INFLUENCE DES HYDROLIENNES SUR LES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU	22
3.2. INFLUENCE SUR LA TURBIDITE DE L'EAU ET LE PEUPEMENT ALGAL	29
3.3. INTERRELATIONS ENTRE PARAMETRES	41
4. DISCUSSION.....	43
4.1. INFLUENCE DU PROCEDE SUR L'OXYGENATION DES COUCHES PROFONDES	43
4.2. INFLUENCE DU PROCEDE SUR LES CONSEQUENCES DE L'EUTROPHISATION DU PLAN D'EAU.....	45
5. BILAN ET PERSPECTIVES.....	53
5.1. DES RISQUES DE SANTE PUBLIQUE AVERES ET DES USAGES A RATIONALISER... 53	
5.2. PERSPECTIVES D'AMELIORATION DE L'ETAT TROPHIQUE DU PLAN D'EAU.....	55
6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	59

1. Introduction

1.1. Situation géographique et alimentation hydrique

L'étang du Pont Rouge est situé au sud-est de la ville du Quesnoy à une altitude de 125 mètres (Figure 2). Il couvre une **superficie de 13 hectares**.

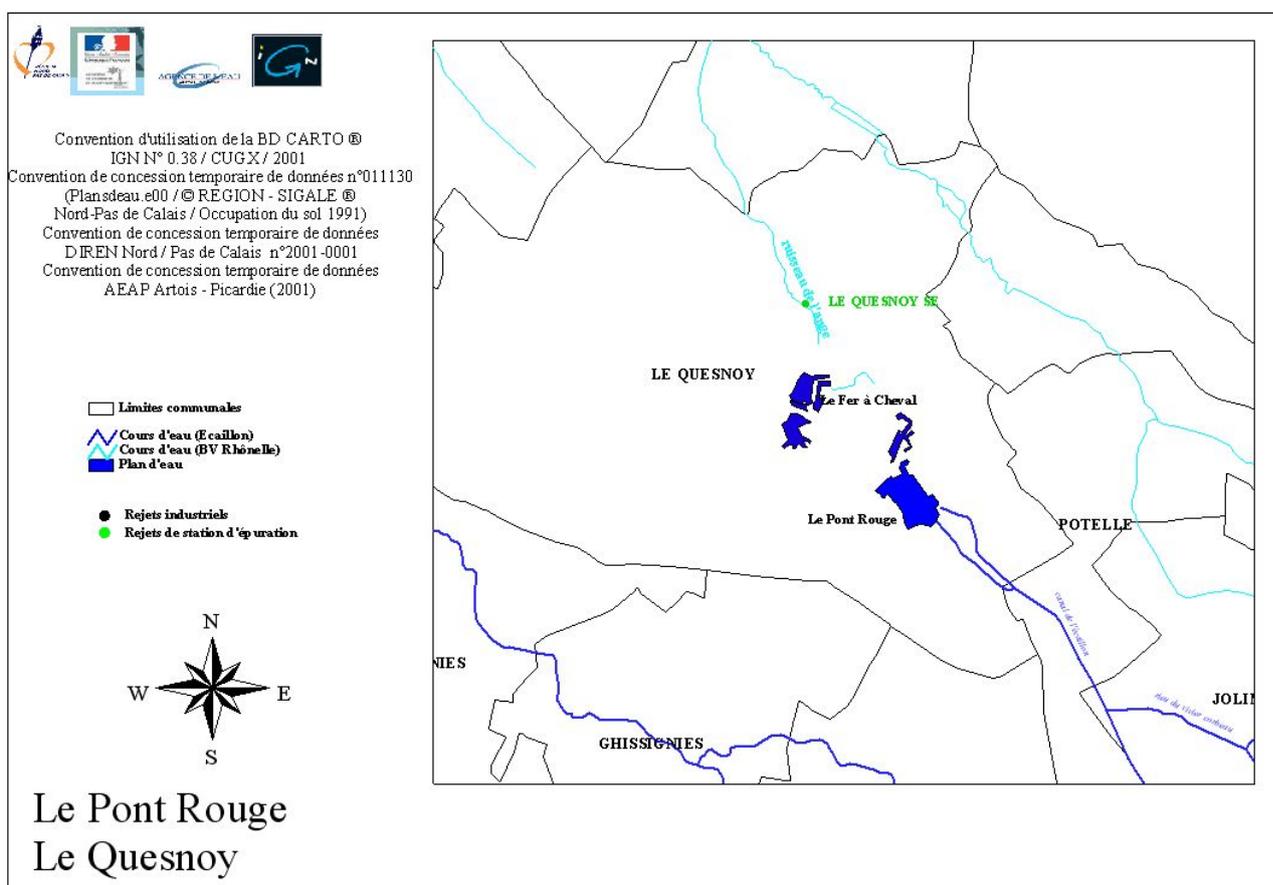


Figure 2. Localisation de l'étang du Pont Rouge

Sa profondeur moyenne relevée par bathymétrie en novembre 1994 est de 1,92 mètres avec une profondeur maximale de 3 mètres (Figure 3 ; Imbert *et al.*, 1994). Ces valeurs de profondeur ont été vraisemblablement modifiées en raison de l'aspiro-dragage réalisé en 2000.

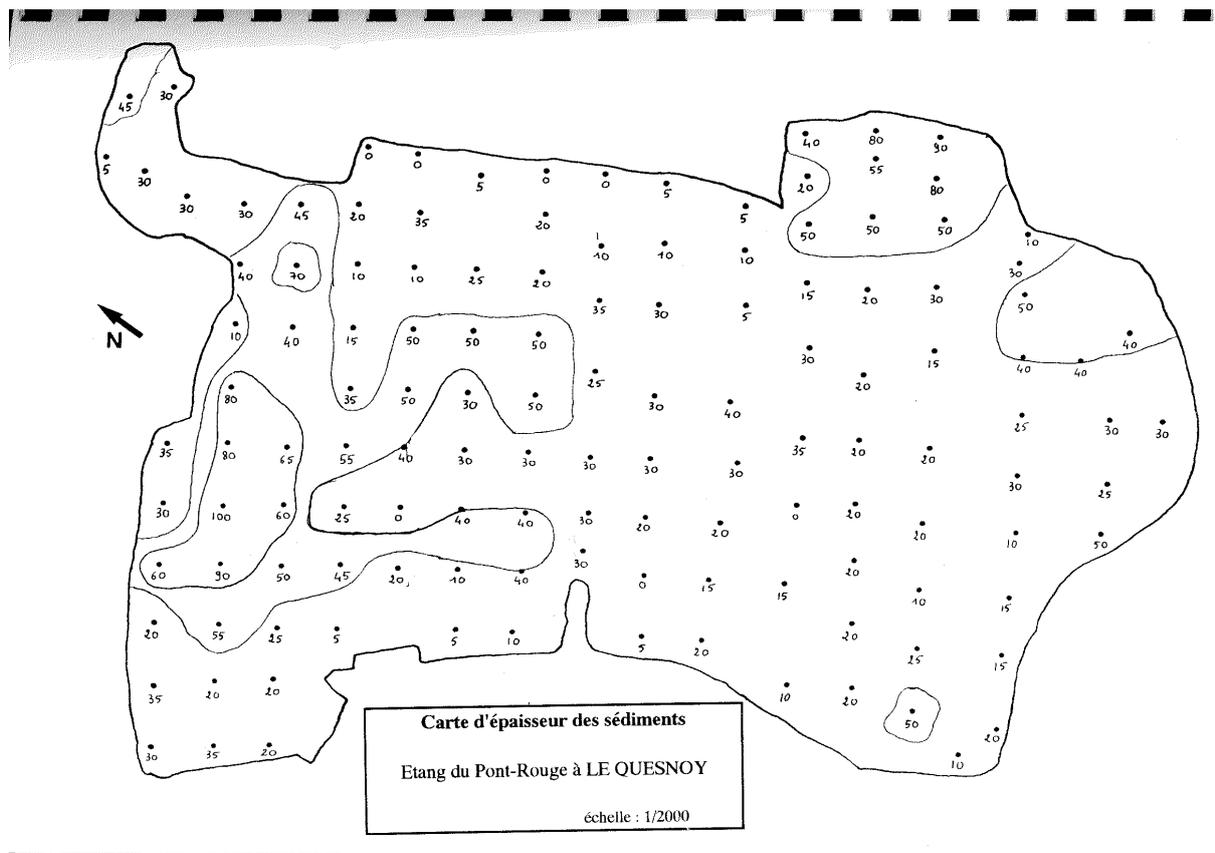
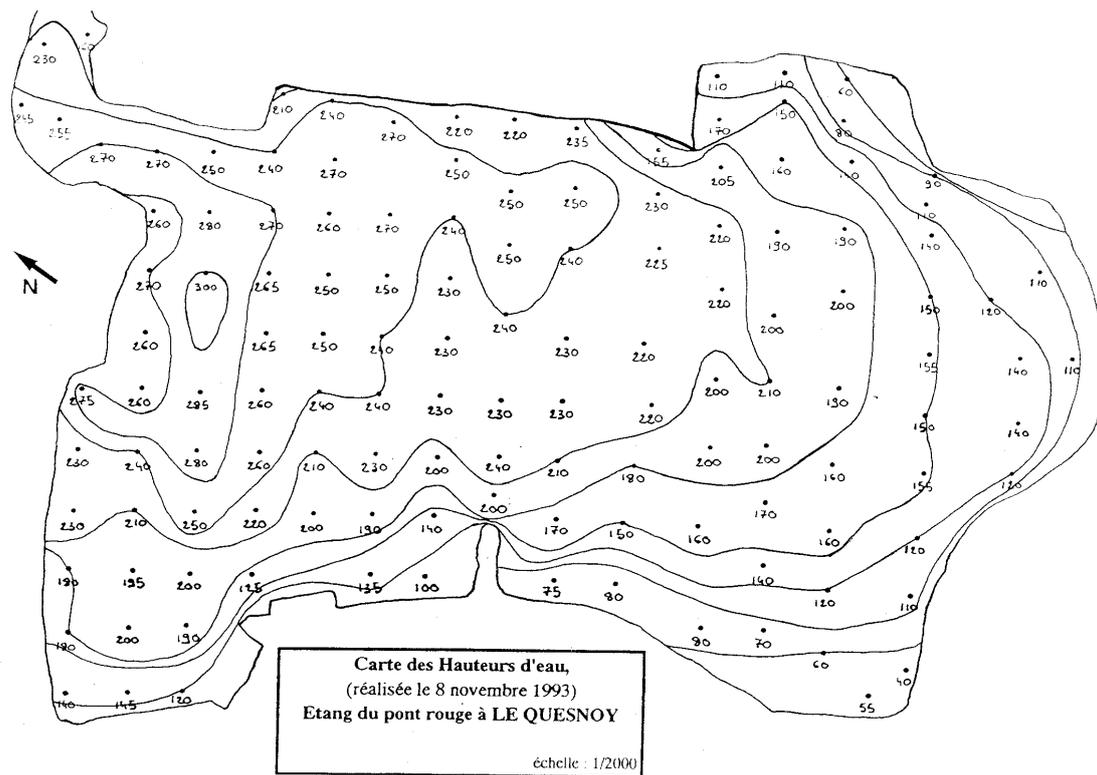


Figure 3. a) Bathymétrie de l'étang du Pont Rouge ; b) Epaisseur de la couche de sédiments (Imbert et al., 1994)

L'étang est alimenté en eau par l'amont par le canal de l'Ecaillon, qui draine les eaux de la forêt de Mormal via l'ouvrage de répartition entre les eaux du ruisseau d'Escaudemetz et de la rivière Ecaillon (contexte salmonicole Ecaillon – 8 SP ; Jourdan, 2005). Les apports hydriques sont évalués à **70 litres par seconde** sur la base de l'extrapolation des débits relevés à la station limnimétrique de Thiant (Imbert *et al.*, 1994). Cependant, cette alimentation est quasi-nulle en période estivale (Imbert *et al.*, 1994 ; Péon et Petit, 2003 ; Péon, 2005). Les apports pluviométriques annuels sont évalués à 718 mm (moyenne 1965 – 1984), à partir de la station de Landrecies (Imbert *et al.*, 1994).

De fait, le temps de séjour de l'eau évalué par Imbert *et al.*(1994) est élevé, **39 jours**.

L'exutoire du plan d'eau à l'aval est régulé par un vannage de 2 mètres de haut (Figure 4). Les eaux circulent ensuite dans les fossés de ceinture entourant la ville, avant d'alimenter l'étang du Fer à Cheval (Figure 2). Elles se rejettent ensuite par une buse dans le ruisseau de l'Ange, affluent de la Rhônelle (contexte salmonicole Rhônelle – 6 SP ; Jourdan, 2005).



Figure 4. Vannage situé à l'exutoire du plan d'eau

1.2. Rappel du contexte

1.2.1. Historique des problèmes et interventions sur le plan d'eau

Tableau 1. Historique des problèmes survenus sur l'étang du Pont Rouge (D'après Imbert et al., 1994)

Année	Événement
Fin des années 1980	Apparition des premiers développements phytoplanctoniques visuellement significatifs
Juillet – Août 1990	Bloom algal (coloration verte) à <i>Anabaena sp.</i>, <i>Oscillatoria aghardhii</i> et <i>Aphanizomenon flos</i> avec mortalité piscicole importante (Prygiel, 1990) Suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau conduit par l'Agence de l'Eau Artois – Picardie
1991	Epandage fractionné de 1100 kg par ha de sulfate d'alumine (fin mars et début avril) <ul style="list-style-type: none"> ➤ Efficacité du procédé pour la fixation chimique du phosphore, mais impact limité sur la croissance des algues ➤ Limitation des formes cyanophytiques fixatrices de l'azote et dominance des oscillaires
1994	Etude des moyens de résorption de l'eutrophisation de l'étang du Pont Rouge (Imbert et al., 1994) avec 3 axes d'intervention <ol style="list-style-type: none"> 1. Réduction des apports au niveau de l'assainissement par raccordements au réseau SIAN, notamment sur Jolimetz et le Pont à Vaches, et optimisation des déversoirs d'orage 2. Réduction du stock endogène de phosphore par curage des sédiments 3. Gestion des masses d'eau pour maintenir un degré d'oxygénation optimal
1995	Raccordement de la commune de Jolimetz au réseau d'assainissement et à la station d'épuration urbaine de Le Quesnoy
Octobre – décembre 2000	Curage du plan d'eau <ul style="list-style-type: none"> ➤ Sous maîtrise d'ouvrage de la commune du Quesnoy et maîtrise d'œuvre du service hydraulique de la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt (DDAF « Service hydraulique » ; Entreprises Lebleu et Cortinoir) ➤ Aspiro-dragage des vases (Figure 5) et refoulement vers un bassin de stockage des boues, évacuation des eaux chargées à l'aval de l'étang
Septembre 2002	Bloom algal et prélèvement réalisé par le Centre de Recherches Gabriel Lippmann (Gugger et Hoffmann, 2002) – dominance des <i>Microcystis sp.</i> et <i>Plankthothrix sp.</i>

Septembre 2003	Bloom algal et prélèvement réalisé par le Centre de Recherches Gabriel Lippmann (Willame et Hoffmann, 2003) – dominance des <i>Woronichinia</i>
Février 2004	Réflexion conduite par la commune, l'Agence de l'Eau Artois – Picardie, l'Association Agréée pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (AAPPMA) « La Gaule Quercitaine », le Parc Naturel Régional de l'Avesnois et la Fédération du Nord pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique (FDAAPPMA 59) sur le 3 ^{ème} volet de l'action « Le Pont Rouge », gestion des masses d'eau Proposition de la société « AEROLAC SAS » de fournir un système d'aérateur aquatique éolien appelé ci-après « hydrolienne » retenu par la commune
Juin 2004	Définition avec l'Agence de l'Eau Artois – Picardie (AEAP) d'un protocole de suivi du procédé de gestion des masses d'eau Demande de participation financière et validation par le conseil d'administration fédéral et la commission des interventions de l'Agence de l'Eau Artois – Picardie
22 Juin 2004	Implantation de 5 hydroliennes par la société AEROLAC
Juin 2004 – octobre 2005	Suivi par les services techniques de la FDAAPPMA 59

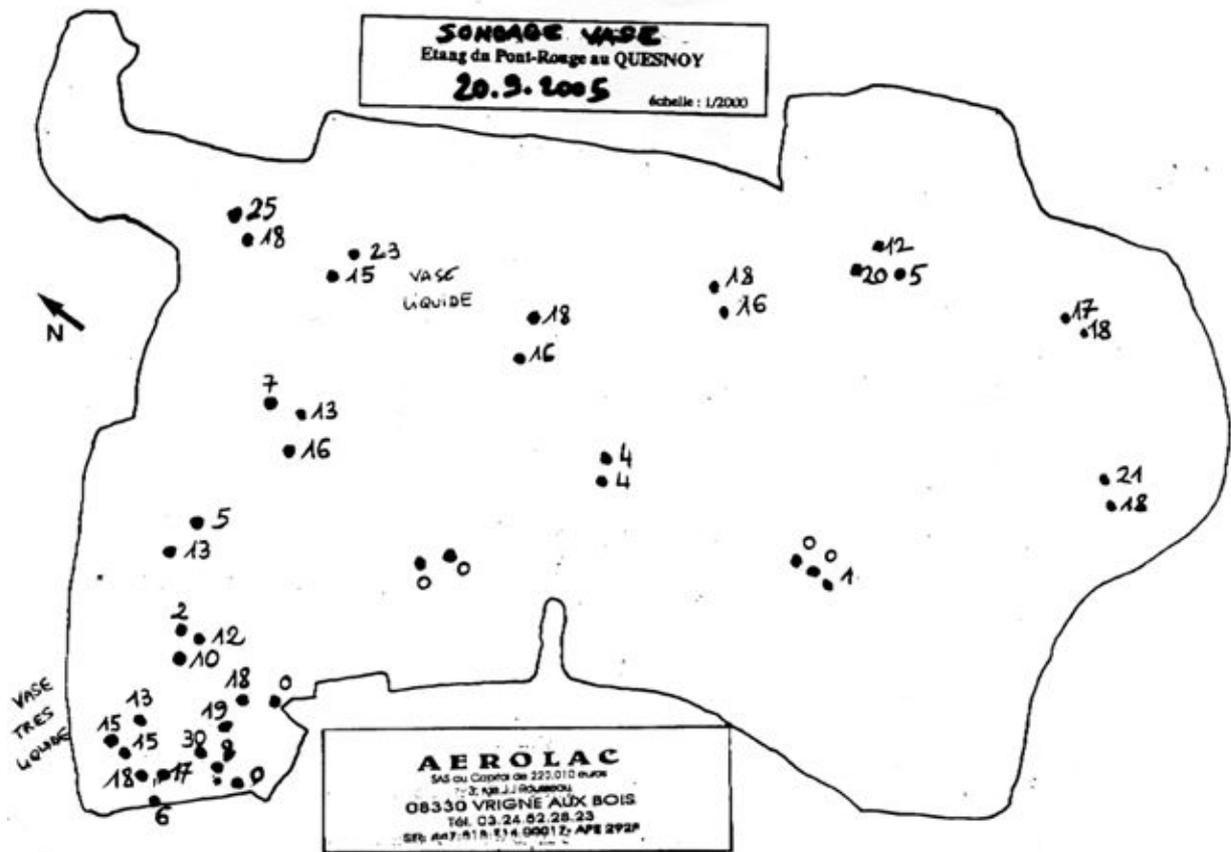


Figure 5. Aspiro-dragage des sédiments de l'étang du Pont Rouge en 2000 et hauteurs de sédiments relevées en 2005 (Données A. LUDINARD, AEROLAC SAS, 2005).

1.2.2. Les enjeux

- L'étang du Pont Rouge ou étang neuf avait pour vocation historique la protection de la ville dans le système des fortifications de la ville (bassins « réserves » de défense de la ville).
- Aujourd'hui, en dehors du caractère patrimonial, paysager et environnemental du site, l'étang du Pont Rouge est un plan d'eau d'agrément, dont les principaux usages sont le **loisir – pêche et la baignade**. L'étang sert de base nautique en période estivale, avec une plage et une aire de jeux.
- Au titre des eaux de baignade, le plan d'eau fait l'objet d'un suivi annuel de la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS ; Tableau 2). Ces résultats « baignade » respectent les normes du décret n°81-324 modifié applicables aux baignades aménagées, relatives aux concentrations en coliformes fécaux, *Escherichia coli* et Entérocoques (Annexe 1) depuis 2001.

Tableau 2. Qualité des eaux de baignade de l'étang du Pont Rouge

Classement au titre des eaux de baignade	2001	2002	2003	2004	2005
(nombre de prélèvements au cours de la saison et qualité obtenue)	10 A	10 B	8 B	10 B	10 B

- Cependant, les résultats de 2004 et 2005 relatifs au nombre de cellules par ml (nombre de cellules supérieur à 100.000 cellules par ml) ont conduit la DDASS à adresser une lettre de recommandation à la mairie du Quesnoy, visant à limiter les usages sur le plan d'eau, notamment la baignade, conformément aux recommandations du Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France (CSHPF) des 6 mai 2003 et 6 juillet 2004 (Figure 6).

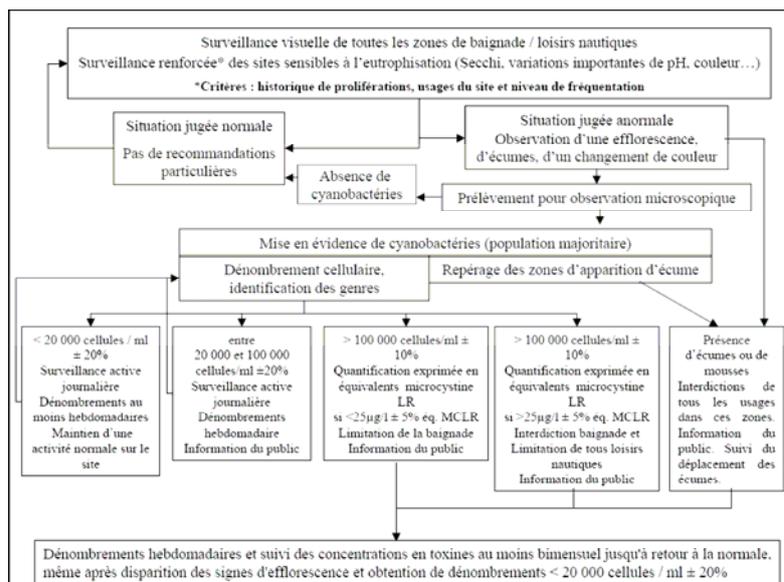


Figure 6. Logigramme du CSHPF relatif au suivi de la qualité des eaux de baignade en cas de mise en évidence de cyanobactéries.

1.3. La gestion des masses d'eau sur l'étang du Pont Rouge

1.3.1. Procédure

L'Agence de l'Eau Artois – Picardie et la commune du Quesnoy ont sollicité par courrier l'AAPPMA « La Gaule Quercitaine » aux fins de réaliser un cahier des charges pour procéder à une consultation d'entreprise en vue de la gestion des masses d'eau de l'étang en date du 23 décembre 2003 (courrier FD / NL / AB/ 03 – 3121 ; Gestion des masses d'eau Etang du Pont Rouge). Le procédé proposé doit en théorie permettre la gestion des masses d'eau telle que préconisée par Imbert *et al.* (1994). Ce volet figure dans la convention contractée entre la mairie du Quesnoy et l'Agence de l'Eau Artois – Picardie en 1994 (6^{ème} programme).

En date du 19 février 2004, le président de l'AAPPMA « La Gaule Quercitaine » a convié la société AEROLAC SAS (Vrigne au Bois) à présenter son système d'hydroliennes au cours d'une réunion en mairie du Quesnoy à laquelle assistaient les représentants de l'AAPPMA, de la mairie, de l'Agence de l'Eau Artois – Picardie et du Parc Naturel Régional de l'Avesnois. Devant l'intérêt manifesté par la commune et l'AAPPMA vis-à-vis du procédé, il a été décidé en relation avec l'Agence de l'Eau Artois – Picardie de réaliser le suivi de son efficacité, celui-ci n'ayant jamais encore été utilisé dans le bassin Artois – Picardie.

La Fédération du Nord pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique s'est proposée en **qualité de maître d'ouvrage** pour la réalisation de ce suivi avec la collaboration de l'Agence

de l'Eau Artois – Picardie, au bénéfice de l'AAPPMA « La Gaule Quercitaine ». Un protocole de suivi a été défini en date du 7 juin 2004.

1.3.2. Le procédé d'aérateur aquatique hydrolien (AEROLAC SAS)

Selon la société AEROLAC, « la turbine éolienne **AEROLAC®** entraîne une hélice immergée qui crée une **circulation VORTEX verticale de l'eau** (Figure 7). »

L'eau est aspirée de manière radiale (par les côtés et par le fond) et expulsée vers le haut, favorisant ainsi les échanges atmosphériques air/eau. Cela permet à l'oxygène gazeux de se dissoudre dans l'eau. Les eaux chargées en oxygène sont ensuite renvoyées latéralement et en profondeur. La zone d'action horizontale du tourbillon est circulaire. La production de micro-bulles d'air rend l'aération plus efficace. Les micro-bulles favorisent la diffusion de l'oxygène de l'air à l'eau. En fonction des différents paramètres et notamment de la vitesse du vent, l'éolienne **AEROLAC®** agit sur un rayon allant jusqu'à plus de 70 m horizontalement et plus de 14 mètres verticalement.

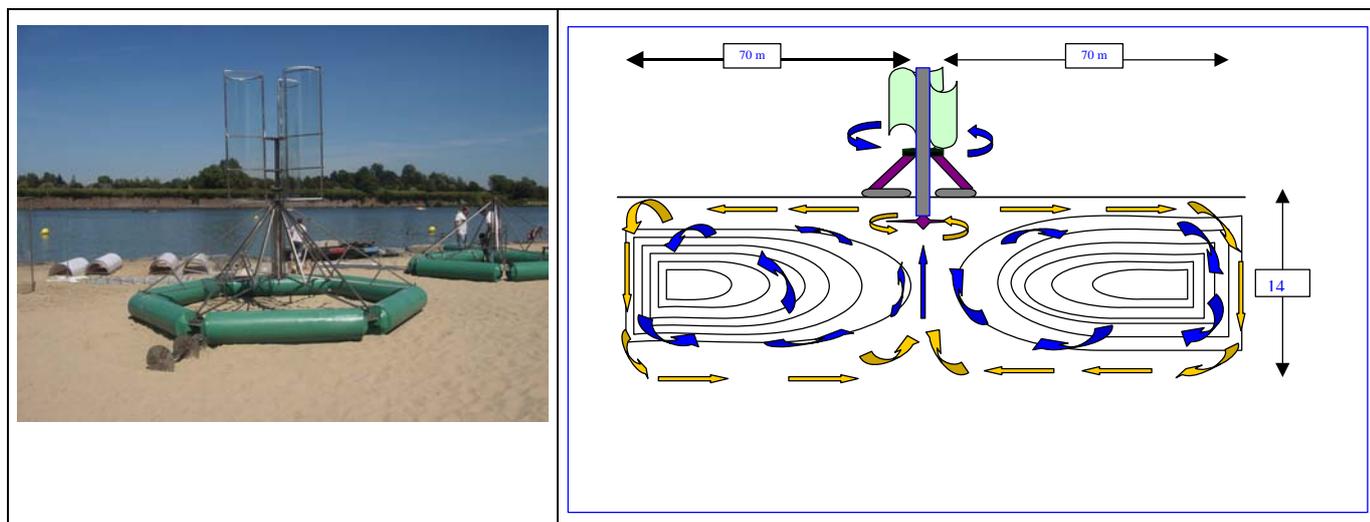


Figure 7. Schéma technique du fonctionnement de l'éolienne (Schéma : AEROLAC SAS ; Crédit Photographique : FDAAPPMA 59)

La société AEROLAC SAS propose donc à la mairie du Quesnoy de répondre à la problématique de la gestion des masses d'eau par l'implantation de **5 hydroliennes** sur le plan d'eau compte-tenu de la superficie du site (13 hectares) et du volume d'eau à traiter (240.000m^3 ; Imbert *et al.*, 1994). Le montant total de l'investissement est de 49.933 €

Selon AEROLAC SAS, « l'aération des fonds par le **Procédé AEROLAC** vise à contrer l'anoxie et les problèmes qui y sont associés ».

1.4. *Problématique*

La société AEROLAC SAS a procédé à l'implantation de 5 hydroliennes sur l'étang du Pont Rouge (Figure 8).



Figure 8. Implantation des hydroliennes par AEROLAC SAS le 22 juin 2004 sur l'étang du Pont Rouge

« Leur présence permanente doit permettre :

- un apport d'oxygène dissous sur la zone d'action d'un minimum de 5 mg.l^{-1} ,
- la création par brassage permanent de conditions défavorables à la **présence** et à la **prolifération** de cyanobactéries,
- le développement des bactéries naturelles permettant une bonne dégradation des matières organiques et l'oxydation des composés dissous,
- le rétablissement de la chaîne trophique,
- l'augmentation de la transparence de l'eau par abattement des populations algales. »

La présente étude a pour objet de vérifier la pertinence du procédé en terme de brassage des masses d'eau et d'abattement des concentrations en composés azotés et phosphorés, ainsi qu'en populations algales (cyanobactéries).

2. Matériel et méthodes

2.1. Protocole de suivi

Le suivi a été réalisé en 3 points, suivant une radiale du plan d'eau, en dehors de la zone d'action directe supposée des éoliennes sur un axe ouest – est (Point 1, P1 ; Point 2, P2; Point 3, P3), conformément au relevé de décisions du comité de pilotage du 7 juin 2004.

Le positionnement des hydroliennes et des points de suivi a été repéré à l'aide d'un GPS (Modèle Trimble -Recon® ; Figure 9).

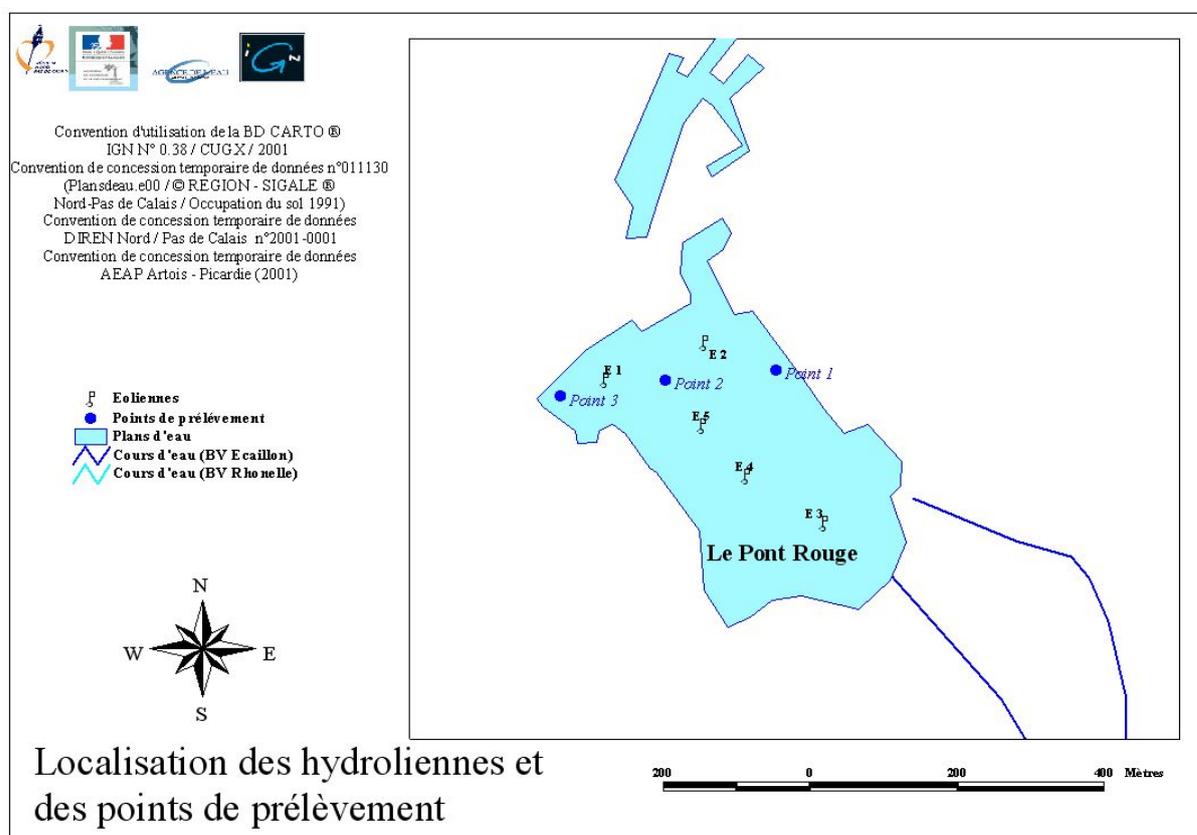


Figure 9. Localisation des points de prélèvements

2.2. Suivi des conditions environnementales

Les conditions climatiques ont été suivies à partir des données météorologiques fournies par la station du collège Montaigne de Poix-du-Nord. Les données récoltées ont trait à :

- la direction des vents sur la base d'un pas de temps horaire, les données sont présentées sous la forme de rose des vents mensuelle¹,
- la vitesse horaire des vents (\mathbf{V} , km.h⁻¹),
- la puissance éolienne horaire (intensité du vent × durée) sur l'intervalle de temps considéré entre chaque prélèvement (\mathbf{P}_v),
- la quantité horaire des précipitations (\mathbf{P} , en mm de hauteur d'eau). Ces valeurs sont obtenues par la station de Poix-du-Nord pour l'année 2004, située à 8 km de l'étang du Pont Rouge. En raison d'un dysfonctionnement du pluviomètre en 2005, ces données pluviométriques sont extrapolées à partir des données mensuelles de la station météorologique de Fourmies, située à 46 km du plan d'eau.
- les données d'ensoleillement n'ont pas été utilisées.

Les résultats obtenus sont présentés en Annexes 2 et 3. Les valeurs de \mathbf{P} et \mathbf{P}_v sont intégrées dans les paramètres explicatifs des résultats obtenus.

2.3. *Suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau*

Les prélèvements d'eau à chaque point sont réalisés par les services techniques de la FDAAPMA 59 à l'aide d'une barque (prélèvements réalisés à 9 heures du matin).

Les échantillonnages sont réalisés sur la base d'un pas de temps de 21 jours. L'intervalle entre prélèvements est raccourci en cas de bloom algal.

2.3.1. Paramètres usuels

Afin d'assurer un suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau, les taux d'oxygène dissous et la température de l'eau ont été relevés à 30 cm (O_2 30 cm [mg.l⁻¹], T 30 cm [°C]), 1 m (O_2 1 m [mg.l⁻¹], T 1 m [°C]) et 2 m de profondeur (O_2 2 m [mg.l⁻¹], T 2 m [°C]) pour les 3 points de suivi, avec un oxymètre OxyGuard. Handy Beta ®, lors de chaque campagne de prélèvements.

¹ Il est probable que l'orientation des vents a une influence sur la stratification de la masse d'eau. Cependant, il n'a pas été possible dans le cadre de la présente étude d'utiliser une donnée quantitative sur ce paramètre. Il aurait fallu disposer de la donnée horaire Puissance * Direction ou d'un temps de fonctionnement horaire de l'hydrolienne.

A partir de ces relevés, les différentiels de température et d'oxygène dissous à 30 cm et à 2 m (DT [°C], DO₂ [mg.l⁻¹]) sont calculés pour chaque campagne d'échantillonnage.

A chaque point, le pH de l'eau a été relevé avec un pH-mètre de poche (WTW pH/mV 340i / SET ®).

La transparence de l'eau a été relevée à l'aide d'un disque de Secchi (Transparence, cm).

2.3.2. Suivi des concentrations en composés azotés et phosphorés

Les analyses d'eau pour chaque point sont réalisées à partir du prélèvement d'un volume d'eau de 500 ml, à partir des flacons d'échantillonnage usuels transmis par l'Institut Pasteur (Lille).

Les analyses d'eau sont réalisées par l'Institut Pasteur selon les normes décrites dans le tableau 3.

Tableau 3. Protocole d'analyse des composés azotés et phosphorés et de la demande biologique en oxygène mis en oeuvre par l'Institut Pasteur de Lille

Paramètres physico-chimiques	Type d'analyse	Valeur seuil
Ammonium (NH ₄ ⁺ , mg.l ⁻¹)	NTF T90-015	0,1
Nitrates (NO ₃ ⁻ , mg.l ⁻¹)	NF ISO 13395	0,5
Nitrites (NO ₂ ⁻ , mg.l ⁻¹)	NF EN 26777	0,05
Orthophosphates (PO ₄ ²⁻ , mg.l ⁻¹)	Flux continu	0,1
Demande Biologique en Oxygène (DBO ₅ , mg.l ⁻¹)	NF EN 1899-1	/
Chlorophylle a (Chl a, µg.l ⁻¹)	NF T90-117	/
Phaeopigments (Pig, µg.l ⁻¹)	NF T90-117	/

2.4. *Suivi du peuplement algal*

2.4.1. Echantillonnage

Le suivi du peuplement algal est réalisé sur la base d'un prélèvement de 1,5 litres d'eau par station, à une profondeur de 30 cm, par les services techniques de la FDAAPPMA 59.

En cas d'amas d'algues ou d'écume colorée à la surface de l'eau, caractéristique du bloom, un deuxième prélèvement de 1,5 litres est réalisé par station, à la même profondeur. Les échantillons sont adressés par voie postale à AQUASCOP pour l'analyse quantitative et qualitative du peuplement algal, après ajout d'1 ml de formol (suite à des difficultés rencontrées pour l'analyse des échantillons du 7 juillet 2004).

Le cas échéant, la seconde série de prélèvement est adressée à l'Institut Pasteur de Lille pour la recherche de microcystine (avec test de toxicité « Daphnie » ; norme NF EN ISO 6341).

2.4.2. Analyse qualitative et quantitative du peuplement algal (AQUASCOP)

Le matériel est observé entre lame et lamelle au microscope droit, à fort grossissement.

Une liste floristique est élaborée, avec identification des taxons au niveau du genre et leurs proportions. La proportion relative des principales familles d'algues est évaluée. Elle est annexée au présent rapport. Le nombre de taxons ainsi que la densité de cellules algales (nombres de cellules.ml⁻¹) est calculée.

Les résultats sont présentés sous forme graphique.

Cyanophytes (%)
Pyrrhophytes (%)
Chromophytes dont diatomées (%)
Chlorophytes (%)
Euglénophytes (%)

La densité en algues cyanophytes (susceptibles de libérer des toxines) est calculée en nombre d'individus par ml et en nombre de cellules par ml.

2.4.3. Recherche de la toxicité, détection des concentrations en microcystines
(Institut Pasteur, Lille)

En cas de bloom algal, il est procédé à :

- la détection des microcystines par l'Institut Pasteur de Lille :

Microcystine YR (YR, $\mu\text{g.l}^{-1}$)	LC-DAD-MS
Microcystine LF (LF, $\mu\text{g.l}^{-1}$)	LC-DAD-MS
Microcystine LR (LR, $\mu\text{g.l}^{-1}$)	LC-DAD-MS
Microcystine LW (LW, $\mu\text{g.l}^{-1}$)	LC-DAD-MS
Microcystine RR (RR, $\mu\text{g.l}^{-1}$)	LC-DAD-MS

- un test de toxicité sur Daphnie (*Daphnia magna*) selon la norme NF EN ISO 6341.

2.5. Chronologie des échantillons et analyse statistique des résultats

2.5.1. Fréquence des prélèvements

Les dates des campagnes de prélèvements ont été définies selon à partir des relevés de décisions des comités de pilotage des 7 juin et 20 octobre 2004.

Tableau 4. Plan de prélèvements et de suivi physico-chimique sur l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy)

Temps	Date	Nombre de jours depuis le début suivi	Temps	Date	Nombre de jours depuis le début suivi
T 0	10/6/04	0	T 11	4/5/05	328
T 1	30/6/04	20	T 12	25/5/05	349
T 2	21/7/04	41	T 13	9/6/05	364
T 3	11/8/04	62	T 14	15/6/05	370
T 4	25/8/04	76	T 15	28/6/05	383
T 5	8/9/04	90	T 16	20/7/05	405
T 6	22/9/04	104	T 17	3/8/05	419
T 7	13/10/04	125	T 18	17/8/05	433
T 8	25/11/04	168	T 19	7/9/05	454
T 9	24/3/05	287	T 20	28/9/05	475
T 10	13/4/05	307	T 21	19/10/05	496

Les résultats sont donc présentés sous forme graphique, le temps étant indicé pour chaque paramètre dans l'interprétation des résultats sous la forme [Paramètre]_i où i est compris entre 0 et 21. La valeur 0 correspond à l'état initial avant implantation des éoliennes, en date du 10 juin 2004.

2.5.2. Analyse statistique des résultats

2.5.2.1. Plan d'expérimentation

Chaque point de prélèvement constitue au sens statistique une unité expérimentale. Chaque point – échantillon (un point par station d'échantillonnage) est donc considéré comme un « événement de répétition », ce qui permet de calculer une valeur moyenne pour

chaque paramètre mesuré au niveau de chaque station lors de chaque campagne d'échantillonnage.

Les valeurs moyennes ajustées (lsmeans) des différents paramètres peuvent ainsi être comparées entre chaque temps d'échantillonnage (T0 à T21). A la fin de la collecte des informations de terrain, tous les paramètres recensés font l'objet d'une analyse de variance à un facteur (ANOVA 1) avec trois répétitions pour chaque mesure, avec un effet traitement « temps » considéré comme fixe (décomposition des sources de variabilité dans le tableau 5). En cas de non-normalité des résidus, c'est-à-dire de variabilité intra-échantillonnage, les valeurs sont alors testées après transformation logarithmique de type $\ln(1 + x)$, pour tenir compte des valeurs nulles. Les analyses statistiques ont été réalisées à partir du logiciel STATBOX Agri 6.7 (Grimmersoft®).

Tableau 5. Décomposition des sources de variabilité dans l'analyse statistique des résultats

Source de Variabilité	ddl
Temps	21
Résiduelle	44

2.5.2.2. Tests statistiques et seuils de probabilité

Les résultats sont présentés sous la forme des valeurs moyennes ajustées (lsmeans) des mesures de chaque unité expérimentale ou station. Les moyennes sont comparées par un test de Newmann-Keuls (seuil de risque $\alpha = 5\%$).

2.5.2.3. Discrimination des paramètres explicatifs

Les résultats finaux sont étudiés sur la base d'une analyse en composantes principales, afin de discriminer les éventuelles interrelations entre paramètres, à partir du logiciel STATBOX. La matrice de corrélation de Pearson est présentée et mentionne les valeurs significatives au seuil de 5 %.

3. Résultats

3.1. Influence des hydroliennes sur les paramètres physico-chimiques de l'eau

3.1.1. Stratification de la masse d'eau

A partir de l'implantation des hydroliennes, il y a une disparition de la stratification thermique dans la masse d'eau avec une homogénéisation des valeurs de températures relevées à 30 cm et à 2 m dès le deuxième échantillonnage réalisé une semaine après la mise en place des hydroliennes le 30 juin 2004 (Figure 10).

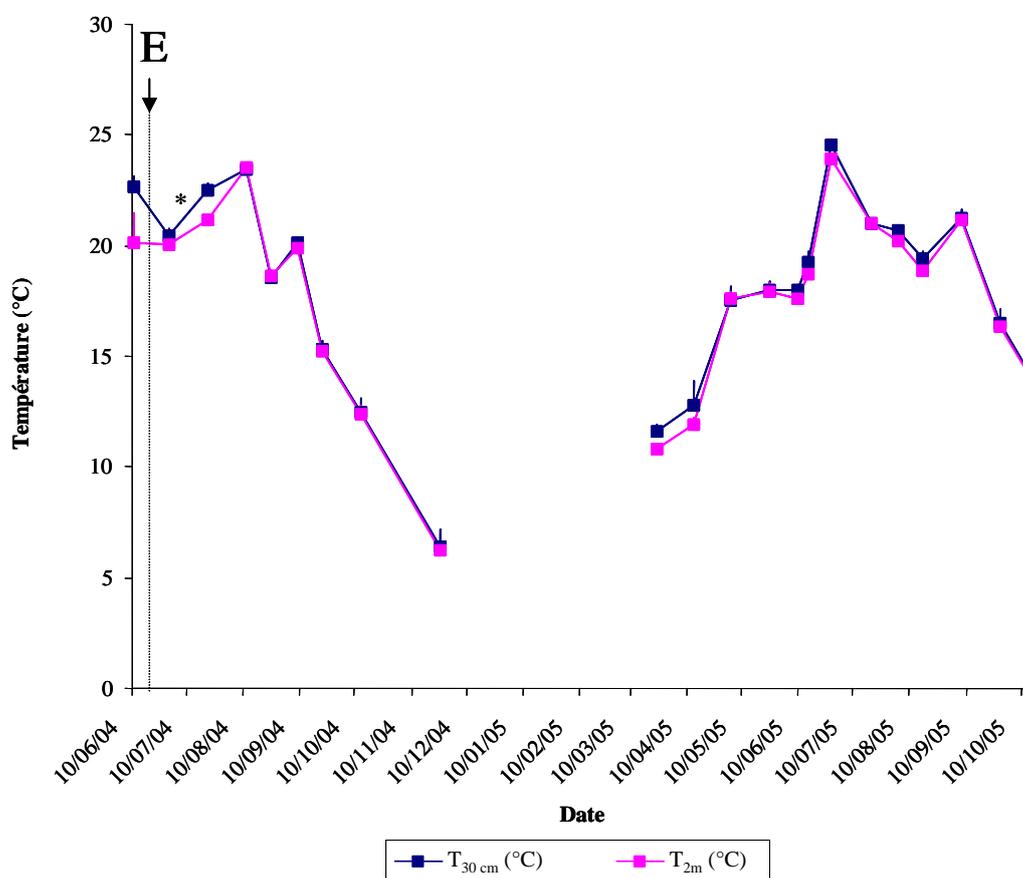


Figure 10. Valeurs de température observées à 30 cm et à 2 mètres de profondeur dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

L'écart de température DT entre les valeurs de températures à 30 cm et 2 m est de $2,5^{\circ}\text{C}$ au démarrage du suivi (T_0 ; Figure 11). Il est significativement plus élevé que lors de l'ensemble des autres relevés ($p < 0,05$; Figure 11). Seule la valeur observée DT_2 , le 21 juillet 2004, significativement plus faible qu'à l'état initial, reste significativement plus

élevée qu'à tous les autres temps de prélèvements ($p < 0,05$). Cet événement peut être rapproché du décrochement d'une hydrolienne la première semaine de juillet.

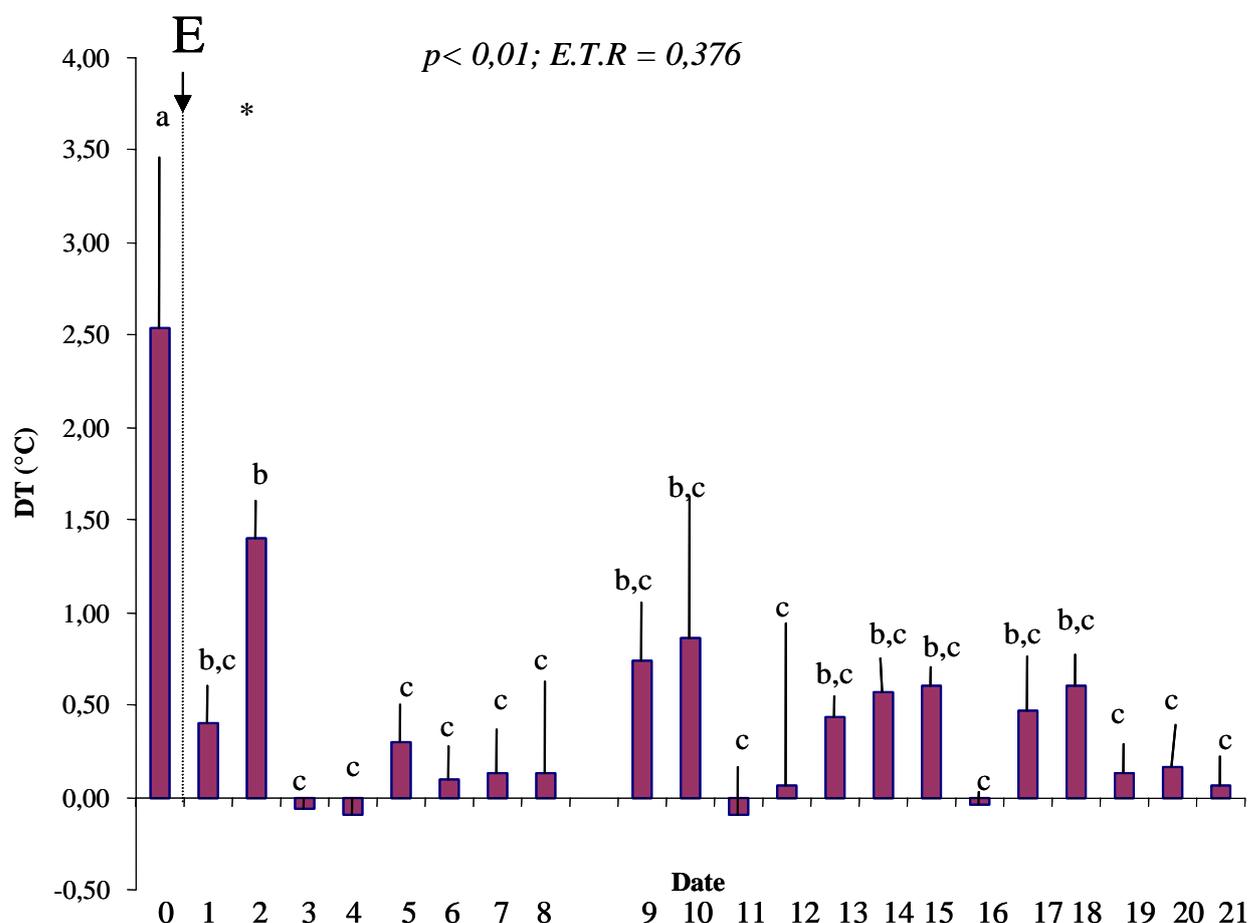


Figure 11. Variation des températures de l'eau DT observées à 30 cm et à 2 mètres de profondeur dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

E.T.R. = Ecart Type Résiduel. p désigne la valeur de probabilité relative à l'effet « Temps ». Les lsmeans suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$).

De même, à partir de l'implantation des hydroliennes, il y a une plus grande homogénéité des concentrations d'oxygène dissous à 30 cm et à 2 m de fond (Figure 12). Le phénomène n'est pas aussi évident que pour la température, puisque les apports d'oxygène dissous ne sont pas liés qu'au seul brassage de l'eau et dépendent également de la photosynthèse.

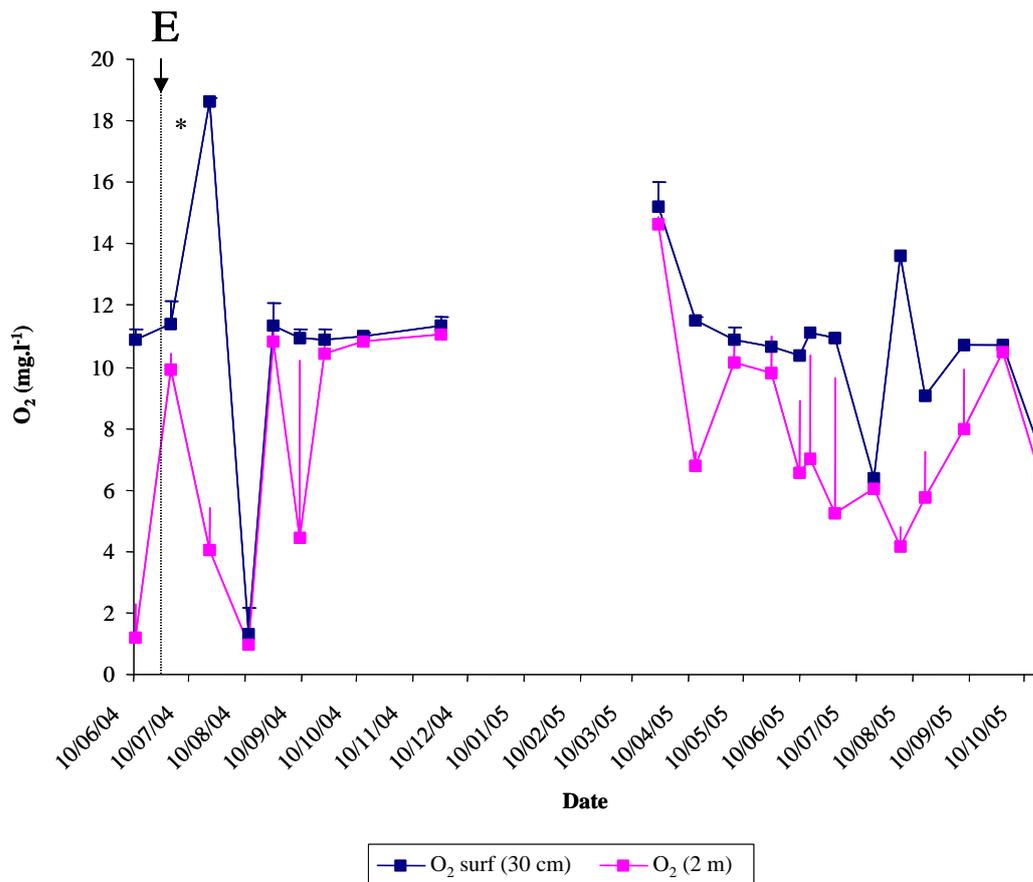


Figure 12. Valeurs d'oxygène dissous observées à 30 cm et à 2 mètres de profondeur dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

L'écart des valeurs d'oxygène dissous à 30 cm et 2 m, de 9,7 mg.l⁻¹ initialement diminue significativement à 1,5 mg.l⁻¹ dès la mise en place des hydroliennes ($p < 0,05$; Figure 13).

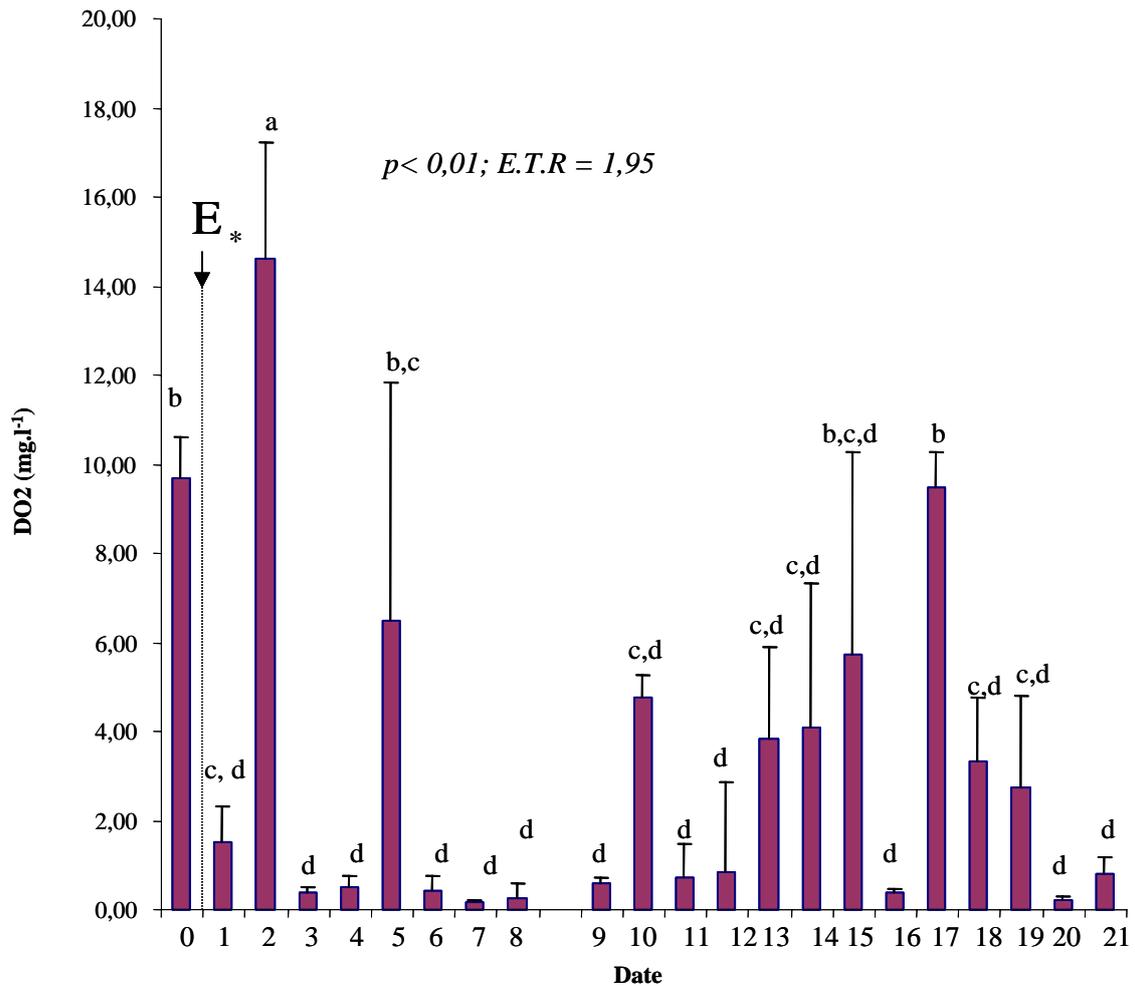


Figure 13. Evolution au cours du temps du différentiel des taux d'oxygène dissous à 30 cm et 2 mètres dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

E.T.R. = Ecart Type Résiduel. p désigne la valeur de probabilité relative à l'effet « Temps ». Les lsmeans suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$).

L'écart d'oxygène dissous (DO) est également significativement plus élevé à T2 qu'à tous les autres temps de prélèvements ($p < 0,05$). La valeur de DO à T0 est significativement plus élevée ($p < 0,05$) qu'à tous les autres temps de prélèvement excepté pour T 5, T 15 et T 17, du fait d'une forte variabilité à ces dates entre les 3 stations échantillonnées. A ces dates, la station 3 présente systématiquement des valeurs d'oxygène dissous à 2 mètres de profondeur plus élevées que sur les autres stations. Il est probable que ce soit la conjonction à la fois d'une situation la plus favorable par rapport aux vents dominants (Annexe 2) et d'une proximité d'une zone plus littorale (moindre profondeur ; Figure 3) où l'activité photosynthétique est donc plus élevée.

On peut constater également que l'évolution de DO au cours du temps peut être rapprochée d'un indicateur du fonctionnement éolien des hydroliennes, la proportion horaire mensuelle des vents de vitesse nulle (Figure 14).

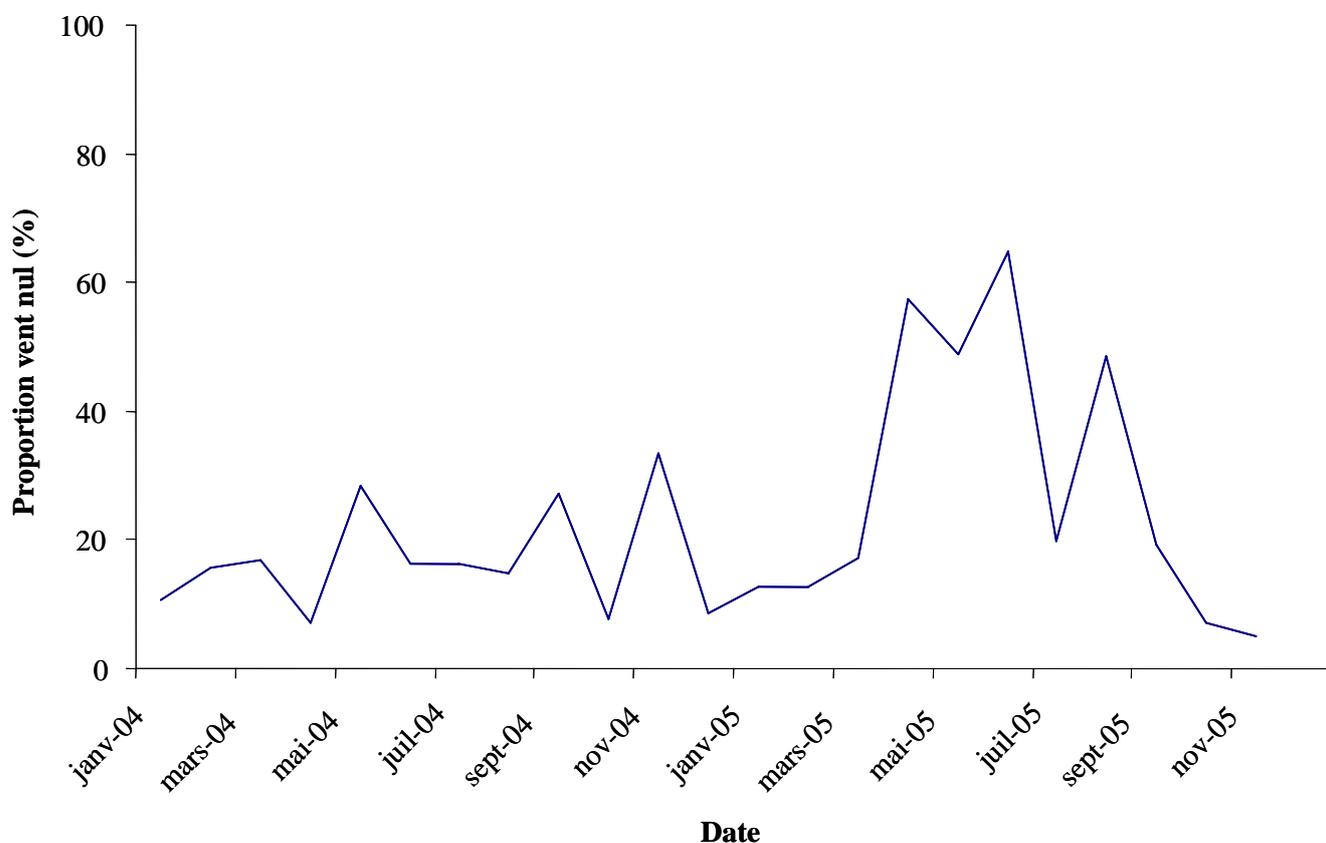


Figure 14. Proportion horaire mensuelle (%) des vitesses de vent nulle répertoriées à l'anémomètre de la station météorologique du collège de Poix-du-Nord

3.1.2. Evolution des paramètres azotés et phosphorés

Dans la majeure partie des cas, les concentrations en nitrates et en nitrites sont inférieures au seuil de détection autorisé par la norme (Tableau 3). Seules les concentrations en nitrates observées à T4 (**0,53 mg.l⁻¹** ; août 2004), T9 (**7,0 mg.l⁻¹** ; mars 2005) et T11 (**1,2 mg.l⁻¹** ; mai 2005) et en nitrites à T4 (**0,09 mg.l⁻¹** ; août 2004) et T9 (**0,12 mg.l⁻¹** ; mars 2005) présentent des valeurs significativement supérieures à la valeur seuil de détection ($p < 0,05$). Ces augmentations des concentrations d'éléments azotés dans le milieu sont souvent consécutives d'une plus forte pluviométrie précédant le prélèvement (Figure 15 et Annexe 3).

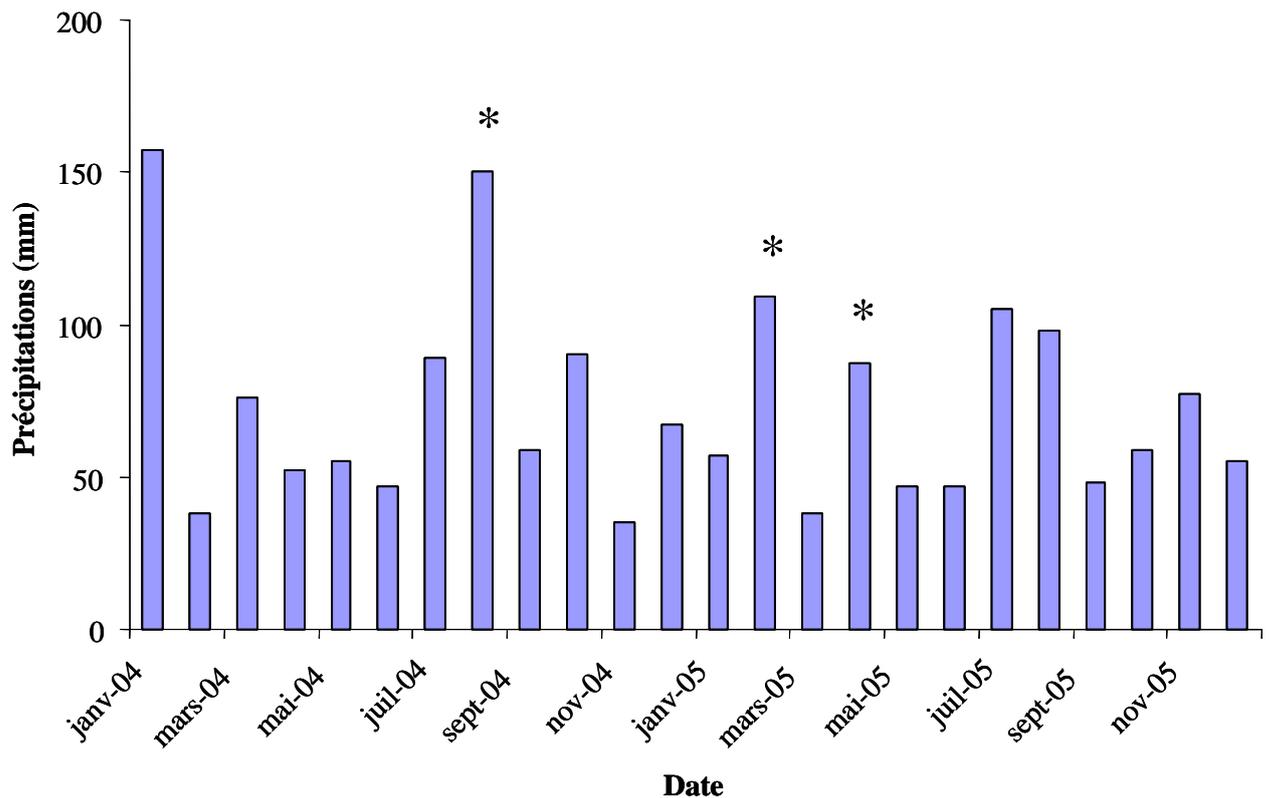


Figure 15. Pluviométrie mensuelle observée à la station météorologique de Fourmies. Les événements pluviométriques relatifs à T 4 (août 2004), T 9 (mars 2005) et T 11 (mai 2005) sont distingués par le biais d'un astérisque.

L'évolution dans le temps des valeurs de concentrations en ammonium (Figure 16) et orthophosphates (Figure 17) sont distinctes de celles en nitrites et en nitrates. Les valeurs de concentration en NH_4^+ et PO_4^{2-} présentent un pic significatif à T3 (respectivement **1,83 mg.l⁻¹** et **2,17 mg.l⁻¹**) et à T16, (respectivement à **2,07 mg.l⁻¹** et **0,76 mg.l⁻¹**). Ces valeurs sont significativement plus élevées que la concentration de détection permise par la norme, au seuil de 5 % (Figures 16 et 17).

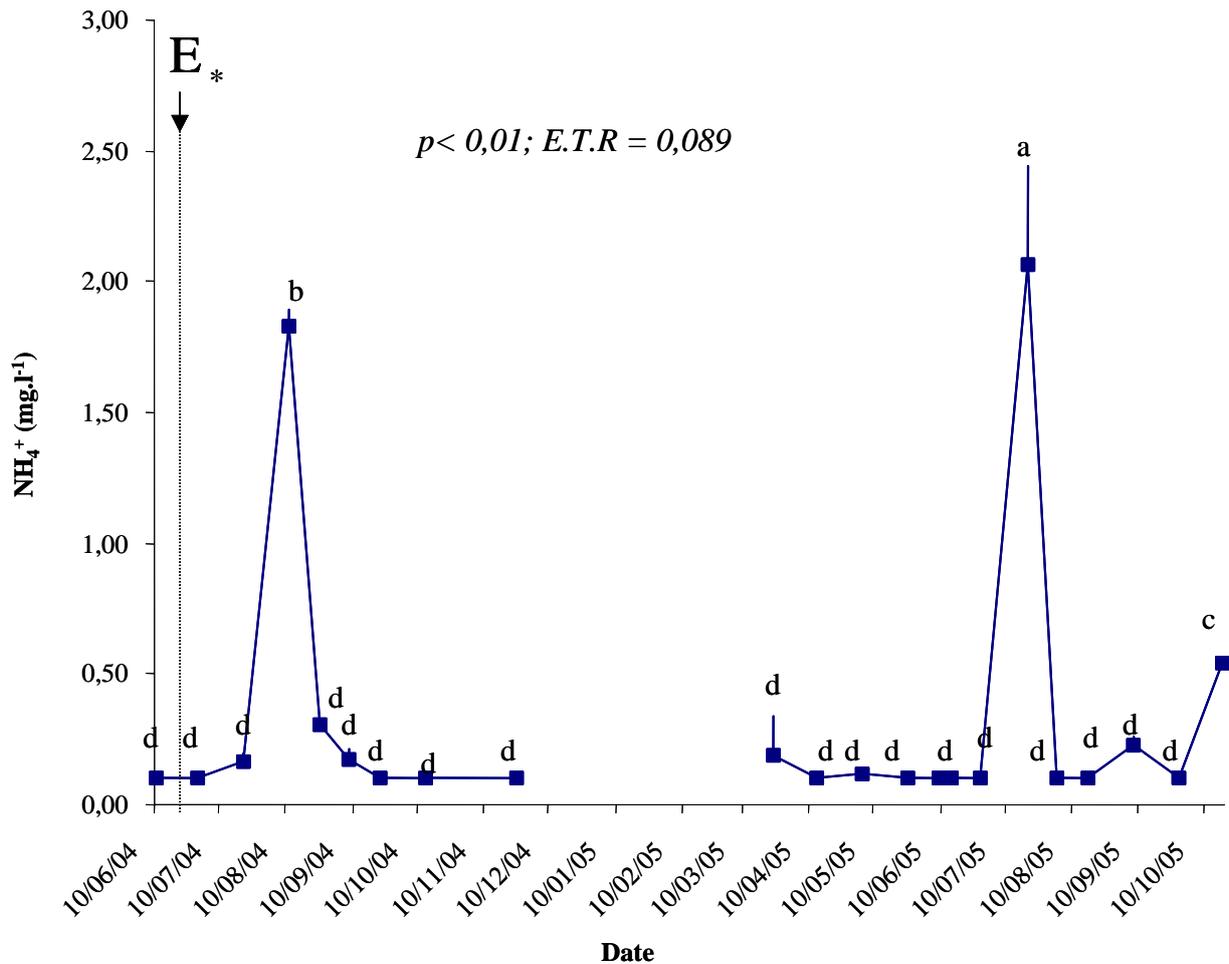


Figure 16. Evolution au cours du temps des valeurs d'ammonium dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

E.T.R. = Ecart Type Résiduel. p désigne la valeur de probabilité relative à l'effet « Temps ». Les lsmeans suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$).

Les orthophosphates atteignent également un pic de concentration à T5 et T6, significativement plus élevé que le seuil de détection (Figure 16 ; prélèvements de septembre ; $p < 0,05$).

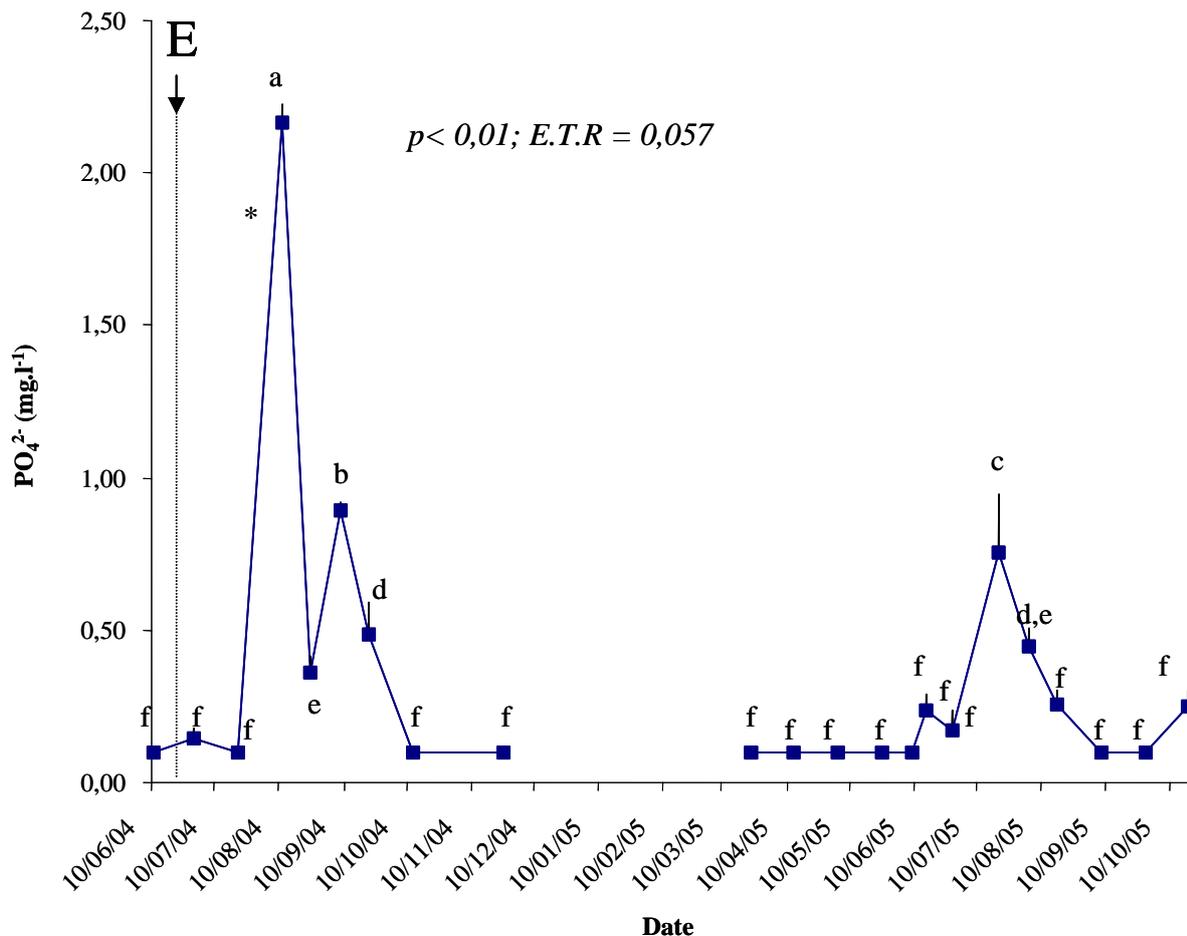


Figure 17. Evolution au cours du temps de la concentration en orthophosphates dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

E.T.R. = Ecart Type Résiduel. p désigne la valeur de probabilité relative à l'effet « Temps ». Les lsmeans suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$).

Ces pics de concentration en ammonium et orthophosphates à T 3, T5, T 16 sont vraisemblablement consécutifs à la lyse des cellules après chaque bloom algal (Figure 18).

3.2. Influence sur la turbidité de l'eau et le peuplement algal

3.2.1. Transparence de l'eau

La transparence de l'eau mesurée au disque de Secchi est initialement de 88 cm.

Elle diminue lors de l'implantation des hydroliennes et dépasse rarement le seuil de 1 mètre défini dans les recommandations du CSHPF (Barroin, 2004 ; Figure 18). Cette exigence de transparence n'est atteinte qu'aux prélèvements T3 (156 cm) et T11 (150 cm) ; les valeurs de transparence observées sont alors significativement plus élevées qu'à tous les autres temps ($p < 0,05$; Figure 18).

Transparence; $p < 0,01$; E.T.R = 5,8

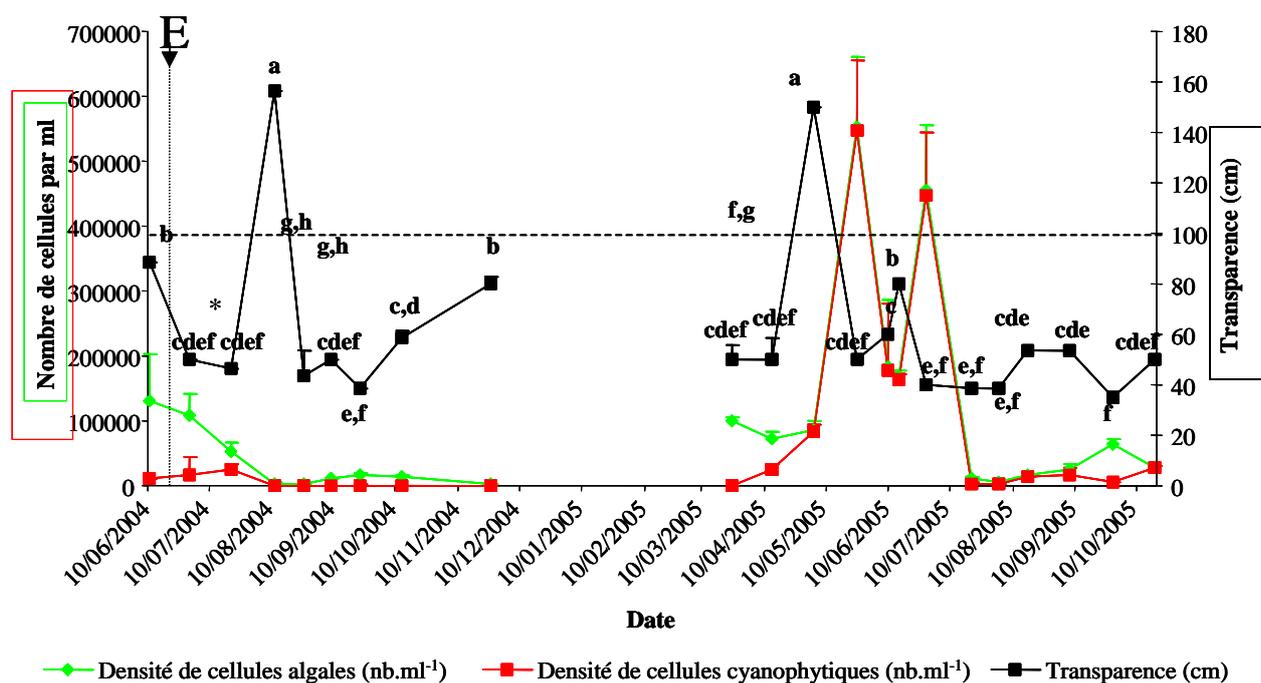


Figure 18. Evolution au cours du temps de la transparence dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy) et de la densité en cellules algales et cyanophytes. E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

E.T.R. = Ecart Type Résiduel. p désigne la valeur de probabilité relative à l'effet « Temps » sur la transparence. Les lsmeans suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$).

3.2.2. Analyse quantitative du peuplement algal

3.2.2.1. Densité de cellules algales

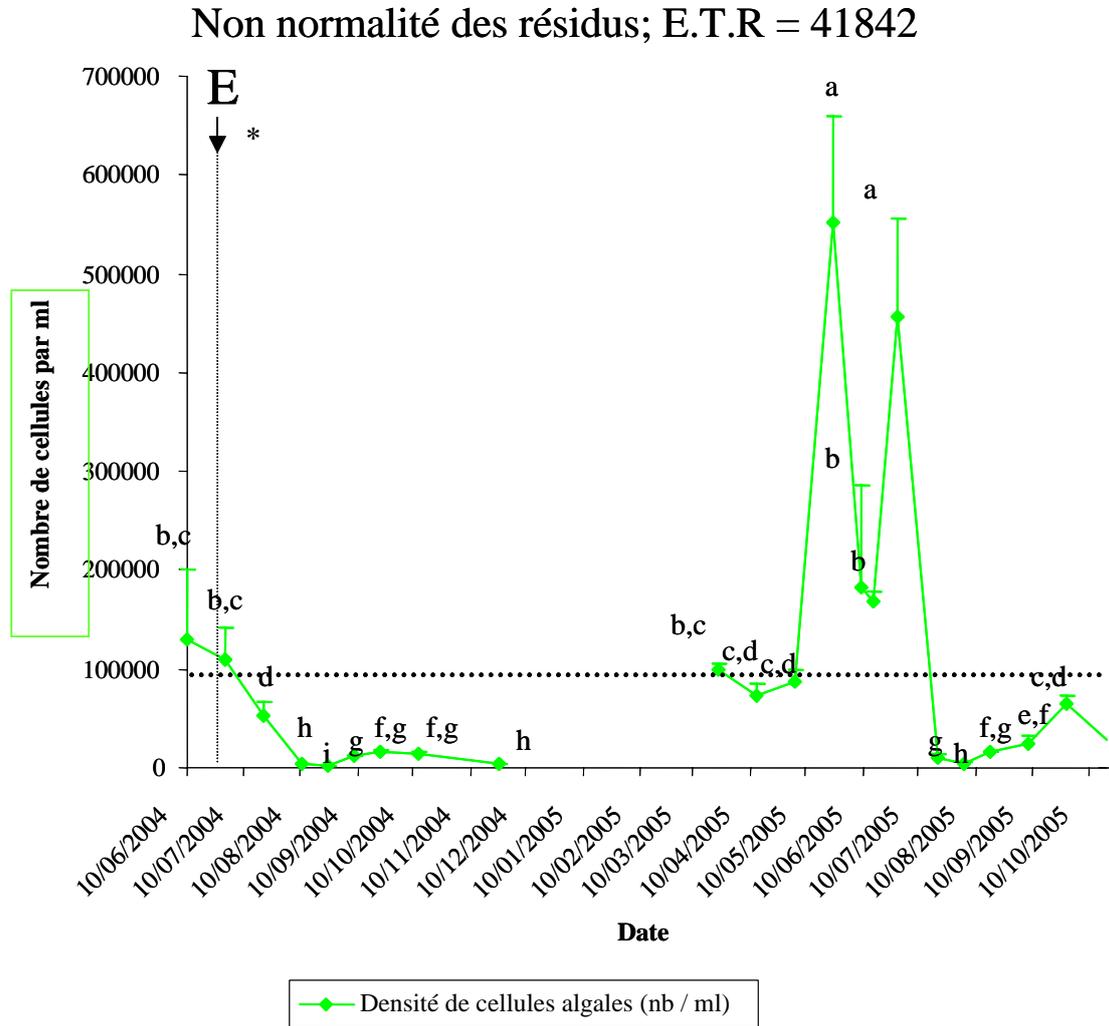


Figure 19. Evolution au cours du temps de la densité en cellules algales (nombre de cellules par ml) dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

E.T.R. = Ecart Type Résiduel. Les lsmeans suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement **après log-transformation** ($p > 0,05$).

La densité moyenne de cellules algales atteint jusqu'à 552.300 cellules à T12 (mai 2005; Figure 19). Cette densité de cellules reste supérieure ou égale à 100.000 cellules entre mars 2005 et août 2005. En 2004, ces valeurs n'étaient atteintes **qu'avant l'implantation des hydroliennes**. Ces valeurs de fortes densités observées en 2005 peuvent être induites par le faible fonctionnement des hydroliennes, en raison de la proportion horaire importante des jours sans vents (Figure 14).

On remarque par ailleurs que les pics de transparence précèdent systématiquement les pics de densité en cellules algales pour les prélèvements de 2005, avec des valeurs très supérieures à 100.000 cellules par ml (Figures 17 et 18). Ce n'est pas le cas pour le pic de transparence du 11 août 2004. Il est possible que les précipitations importantes observées fin août – début septembre 2004 aient affecté consécutivement la densité algale (Figure 15).

3.2.2.2. Evolution de la demande biologique en oxygène dissous, des concentrations en Chlorophylle a et phaeopigments

L'évolution dans le temps de la DBO montre que celle-ci augmente à partir de l'implantation des hydroliennes et culmine significativement à 11,7 mg.l⁻¹ à T2 et 12,0 mg.l⁻¹ à T19 ($p < 0,05$; Figure 20). Les valeurs de DBO observées aux autres temps ne diffèrent pas significativement de la valeur initiale de 2,3 mg.l⁻¹ ($p > 0,05$).

L'évolution des concentrations en Chlorophylle a (Chla a) et phaeopigments (Phae) présentent une évolution comparable à celle de la DBO, principalement pour les prélèvements réalisés en 2004 (Figures 20 et 21). Les valeurs maximales observées pour la concentration en Chl a à T3 et T20 sont respectivement de 183 µg.ml.⁻¹ et 293 µg.ml.⁻¹. Ces valeurs sont significativement plus élevées qu'aux autres temps ($p < 0,05$).

Les valeurs de concentrations en phaeopigments culminent également significativement à 46,3 µg.ml.⁻¹ et 51 µg.ml.⁻¹, aux même temps (Figure 20).

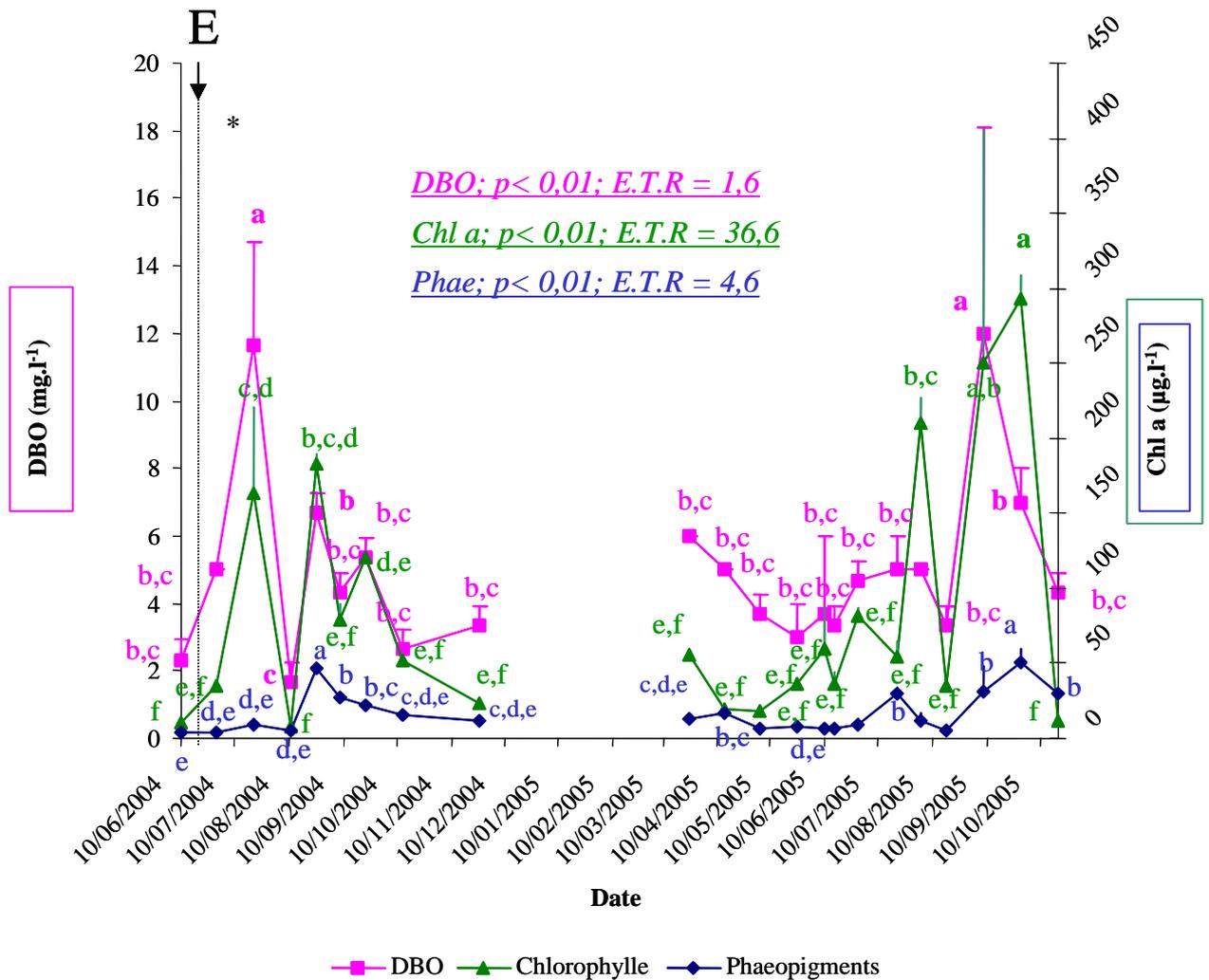


Figure 20. Evolution comparée au cours du temps de la Demande Biologique en Oxygène (DBO, $mg.l^{-1}$), de la Chlorophylle a (Chl a, $\mu g.ml^{-1}$) et des phaeopigments ($\mu g.ml^{-1}$) dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

E.T.R. = Ecart Type Résiduel. Les lsmeans d'un paramètre suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$).

La régression linéaire entre DBO et Chlorophylle a est présentée sur la figure 21. Le coefficient de régression traduit par sa valeur éloignée de 1 les variations observées dans les tendances d'évolution, notamment pour les prélèvements réalisés entre juillet et octobre 2005.

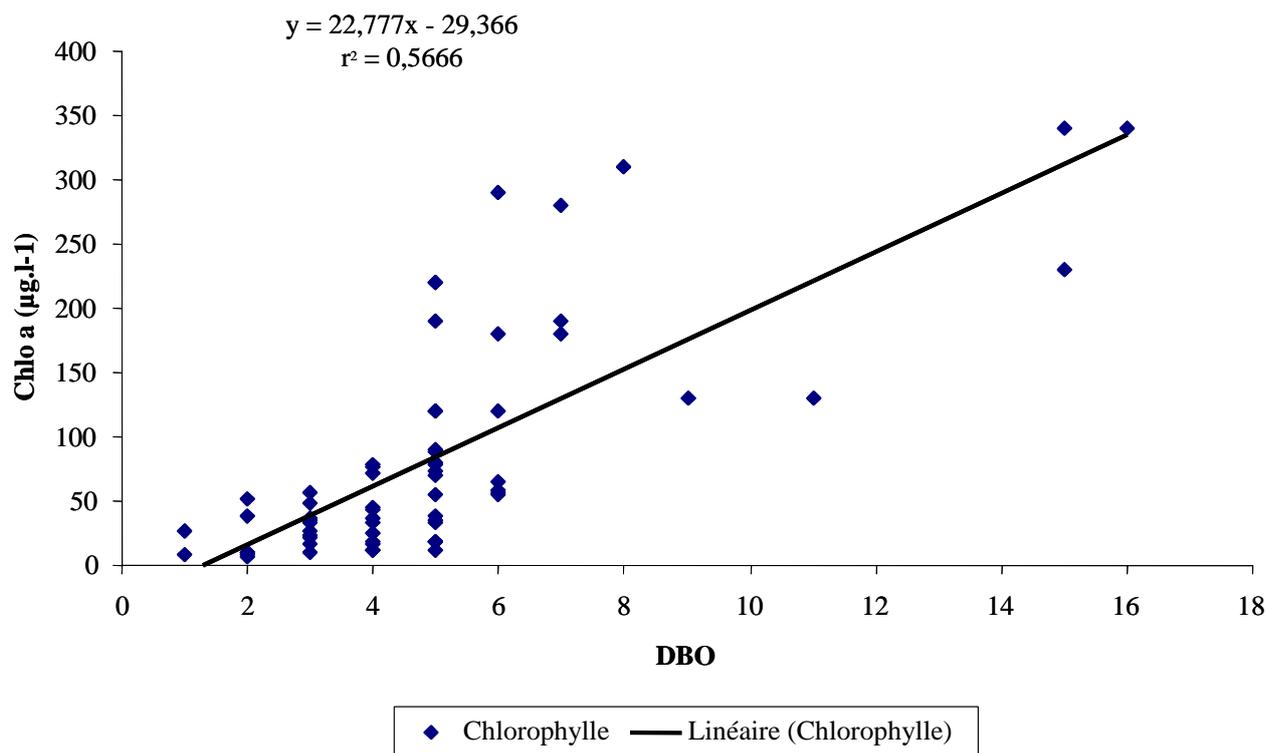


Figure 21. Evolution comparée de la concentration en Chlorophylle a Chl a, ($\mu\text{g.ml}^{-1}$) et de la demande biologique en oxygène (DBO, mg.l^{-1})

3.2.3. Analyse qualitative du peuplement algal

Ce paragraphe a été rédigé à partir des données transmises par AQUASCOP. Le détail des peuplements algaux est annexé au présent rapport (Annexe 4).

L'analyse qualitative du peuplement algal montre que le nombre de taxons observés dans le peuplement varie entre 12 et 29 selon la période de prélèvement. L'évolution dans le temps de cette diversité montre que le maximum de diversité est observé lorsque les chlorophytes sont dominants dans le peuplement (Figures 22 et 24).

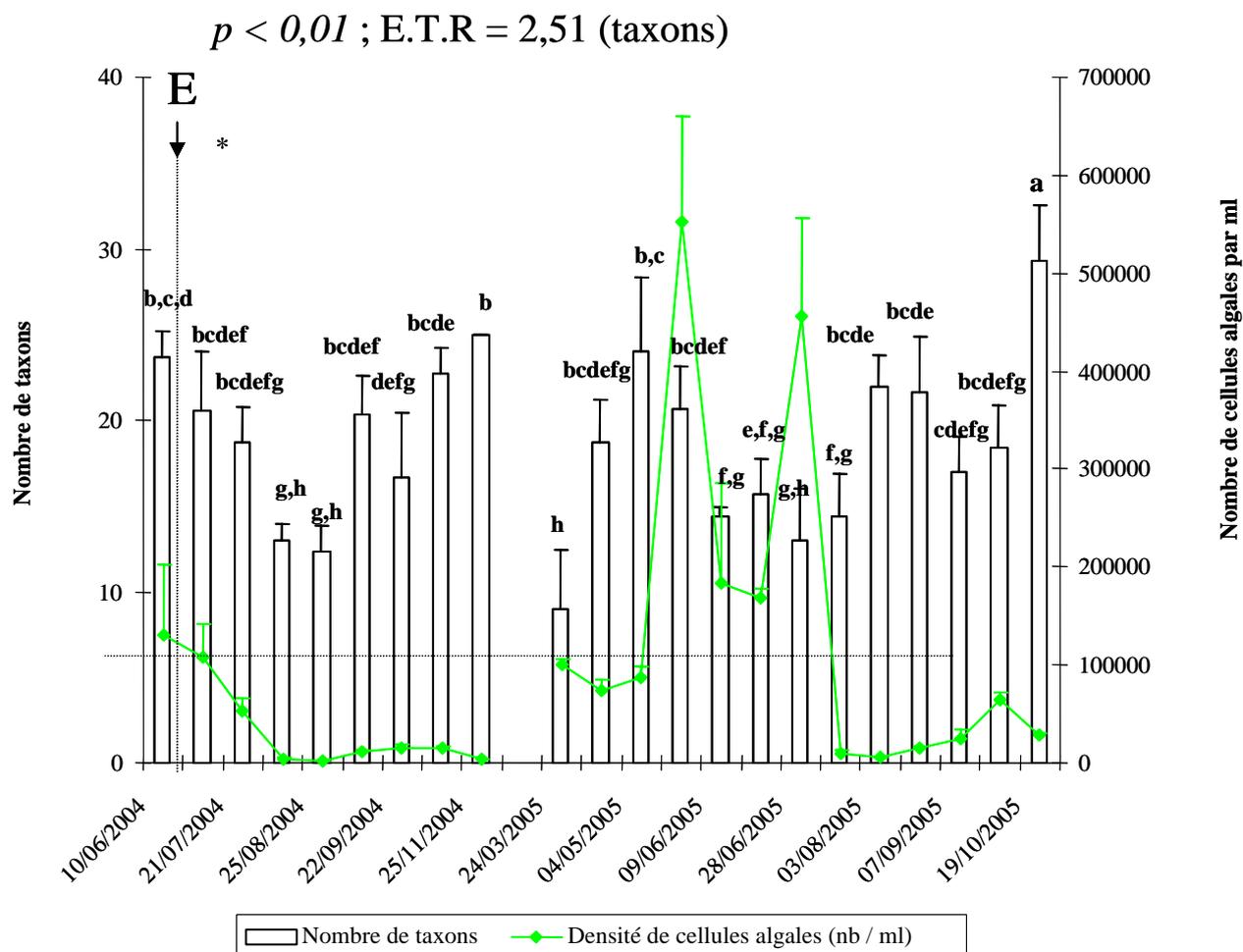


Figure 22. Evolution de la densité de cellules cyanophytiques (nombre de cellules.ml⁻¹) et du nombre de taxons dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

E.T.R. = Ecart Type Résiduel. Les lsmeans du nombre de taxons suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement ($p > 0,05$).

La densité en cellules algales est étroitement corrélée aux densités en cellules cyanophytiques, qui dominent les peuplements avec des proportions du peuplement algal significativement plus élevées entre T0-T 2, entre T11 et T15, à T18-T19 et T21 ($p < 0,05$ après log-transformation ; Figures 23 et 24).

Non normalité des résidus; E.T.R = 39015

E (Différences significatives après log-transformations; $p < 0,01$)

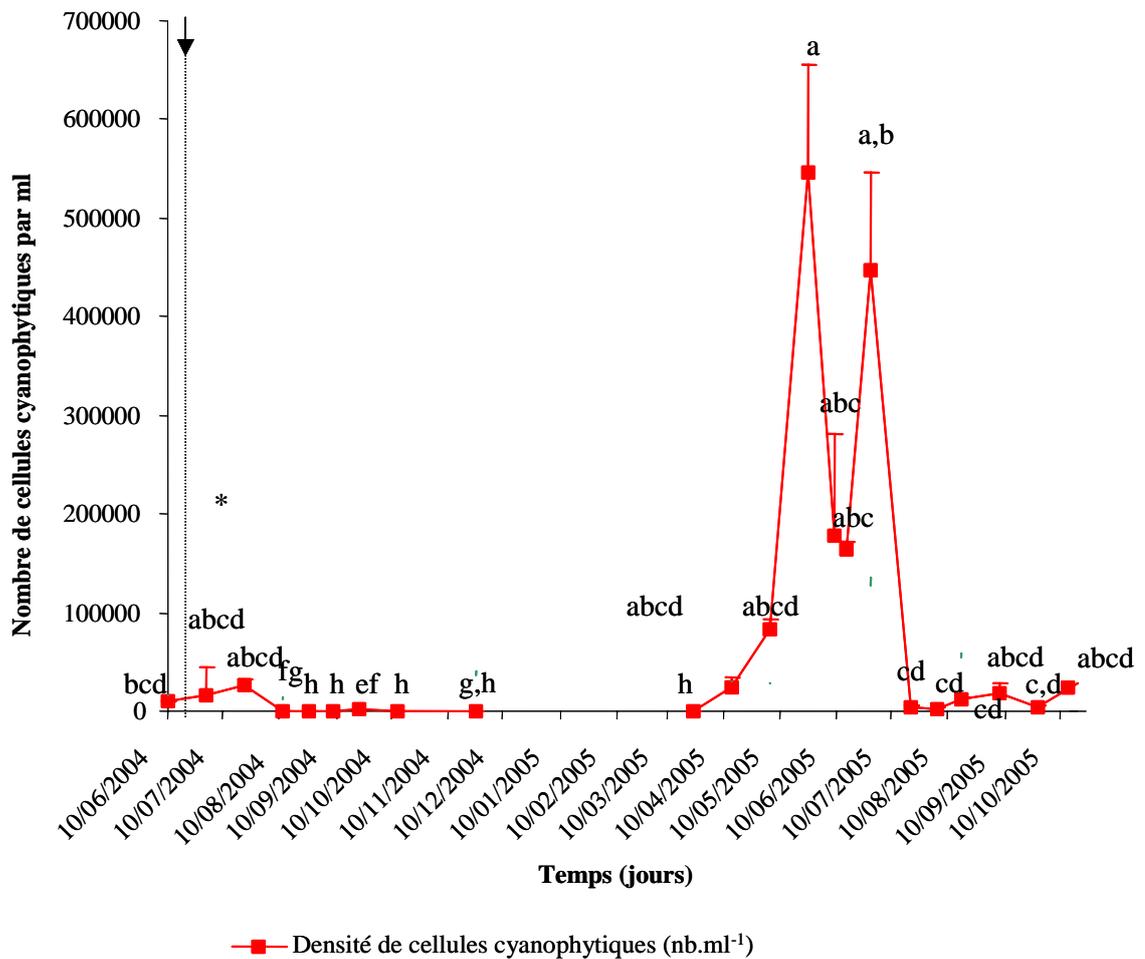


Figure 23. Evolution au cours du temps de la densité de cellules cyanophytiques (nombre de cellules.ml⁻¹) dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

E.T.R. = Ecart Type Résiduel. Les lsmeans du nombre de taxons suivies d'une même lettre ne diffèrent pas significativement **après log-transformation** ($p > 0,05$).

Les pics de densité en cellules algales correspondent aux blooms algaux répertoriés par la DDASS le 4 août 2004 et entre fin mai et début septembre 2005 (Figure 24).



Figure 24. Bloom de cyanobactéries du 4 août 2004 (crédit photographique : J. Prygiel, Agence de l'Eau Artois – Picardie)

Durant la période printanière, les Chromophytes prédominent avec majoritairement des diatomées (*Stephanodiscus sp.*). Les Chlorophytes leur succèdent en théorie jusqu'au mois de juin (Volvocales et Chlorococcales).

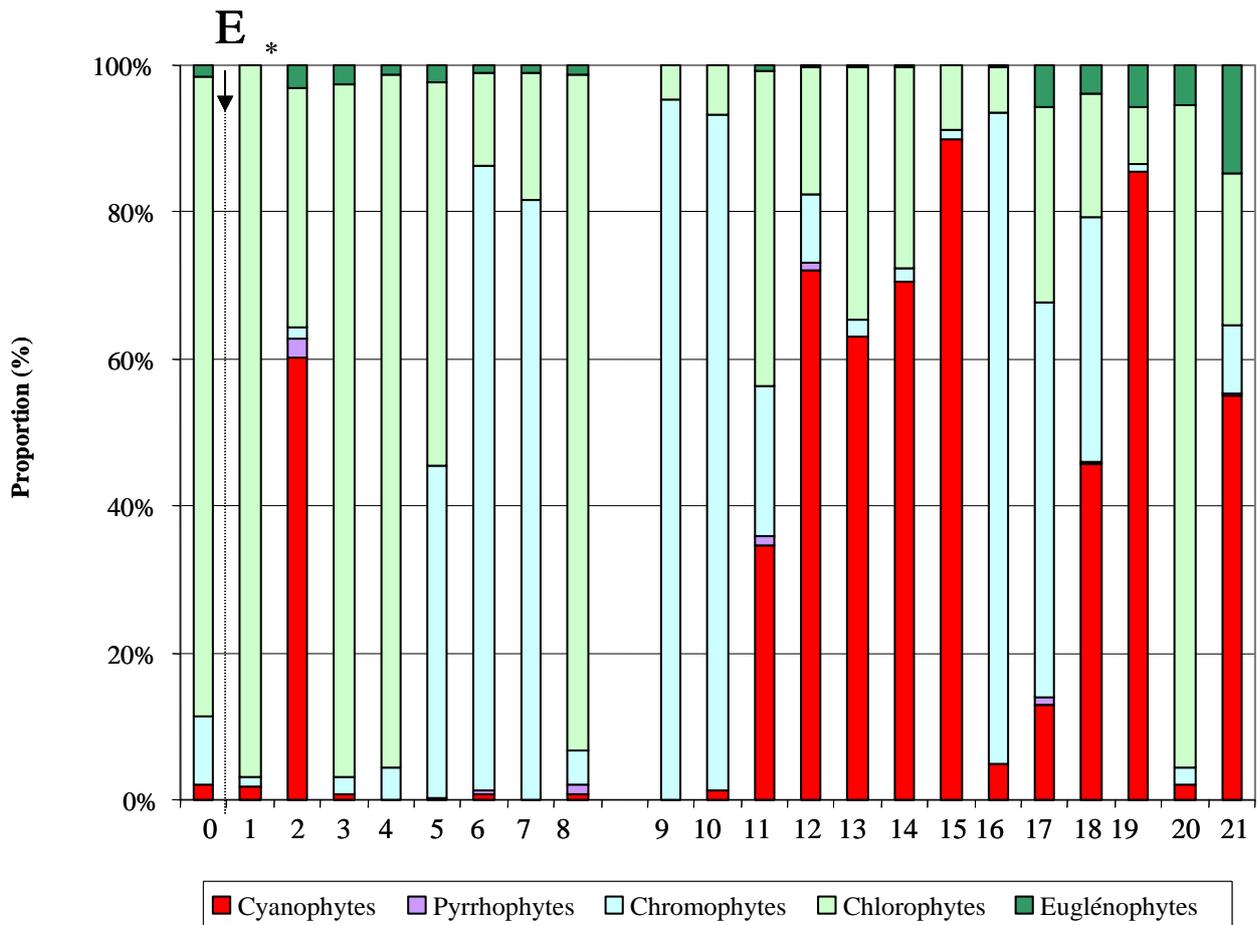


Figure 25. Distribution des principales familles d'algues dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

C'est ce qui est observé lors de l'état initial en juin 2004 (Figure 25). Par contre, dès mai 2005, la température de l'eau atteint 17,5°C et les cyanophytes dominent le peuplement algal (alors qu'en 2004, cette émergence avait lieu à partir de juillet).

Les pics de cyanophytes en août 2004 sont dominés par les Oscillatoriae, espèces à priori non susceptibles de former une fleur d'eau. *Aphanizomenon sp* et *Aphanothece sp* sont présentes dans le prélèvement du 21 juillet 2004 et préfigurent le bloom du 4 août 2004. L'amas verdâtre observé sur la figure 24 est révélateur des fleurs d'eau à *Aphanizomenon sp.* et *Anabeana* (Prygiel, 1990). Pour information, le prélèvement réalisé le 11 août 2004 ne présentait plus de cyanophytes dans le peuplement. Les fortes précipitations du 7 août 2004 (30 mm d'eau recensés au pluviomètre de la station de Poix-du-Nord) ont favorisé le retour à la transparence de l'eau et la disparition des cyanophytes fixatrices de l'azote atmosphérique.

Ces mêmes espèces (*Aphanizomenon sp* et *Aphanothece sp*) dominent le peuplement cyanophytique entre mai et septembre 2005, notamment lors des principaux pics du 25 mai et du 28 juin 2005. Durant cette période apparaît également le genre *Merismopedia*. Par contre, pendant la période estivale (juillet – août 2005), c'est *Woronichia (Gomphosphaeria) naegeliana* qui devient dominante (Annexe 4).



Figure 26. Bloom algal du 29 août 2005 (Crédit photographique : A. LUDINARD, AEROLAC SAS)

Microcystis est retrouvé dans les prélèvements de septembre 2004 et juin - août 2005.

Après le bloom algal d'août 2004, les Chlorophytes redeviennent majoritaires. Leur succèdent les Chromophytes (diatomées). Cette succession est aussi observée en 2005 avec les diatomées (juillet et août), puis les Chlorococcales (fin août et début septembre 2005).

Après le bloom algal de septembre 2005, les Chlorophytes (Volvocales) redeviennent abondantes. Le peuplement algal reste néanmoins déstabilisé et lors du dernier prélèvement d'octobre 2005, on observe un nouveau bloom avec pour la première fois au cours de la campagne de prélèvement 2004 – 2005, *Plankthotrix agardhii*.

3.2.4. Recherche de toxicité

La recherche de toxicité a été réalisée à partir des prélèvements réalisés lors des blooms algaux. Aucun des tests de toxicité sur la Daphnie n'a eu de résultat concluant.

Les valeurs des concentrations en microcystines sont présentées dans la figure 27. Elles restent très inférieures à la valeur seuil de $25 \mu\text{g.l}^{-1}$ définie par le CHSPF (Figure 6). Les valeurs les plus élevées atteignent **0,67 $\mu\text{g.l}^{-1}$** pour la microcystine LR et **0,45 $\mu\text{g.l}^{-1}$** pour la microcystine YR lors du prélèvement du 7/9/2005 (T19). Ce prélèvement succède au « petit » bloom algal d'août 2005 (17/8 et 7/9 ; T18 et T19) au cours duquel est retrouvé le genre *Microcystis sp.*

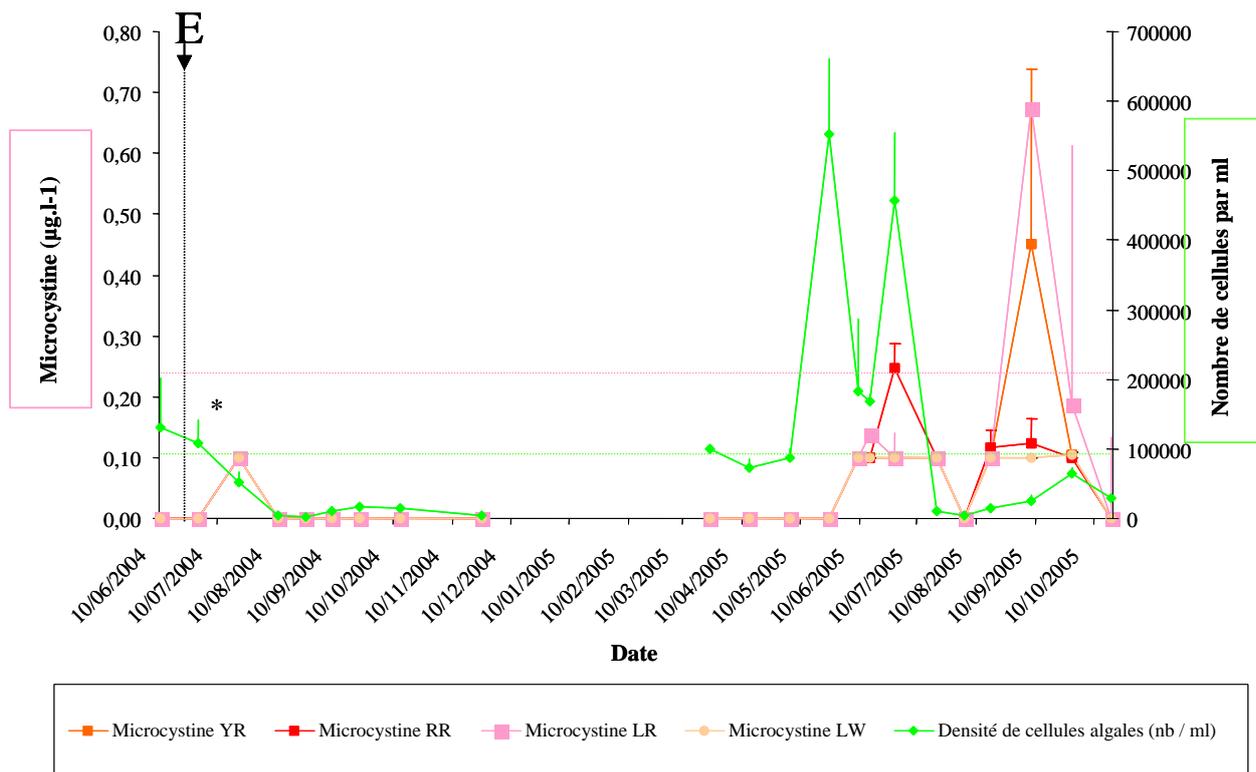


Figure 27. Evolution au cours du temps des différentes formes de microcystine (YR, RR, LR, LW ; $\mu\text{g.l}^{-1}$) et de la densité en cellules algales dans l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). E désigne la date d'implantation des éoliennes. L'astérisque précise l'aléa lié au décrochement de l'éolienne méridionale E 3.

3.3. Interrelations entre paramètres

La table des corrélations de Pearson est annexée au rapport (Annexe 5). Le résultat des corrélations entre paramètre est présenté sur la figure 28.

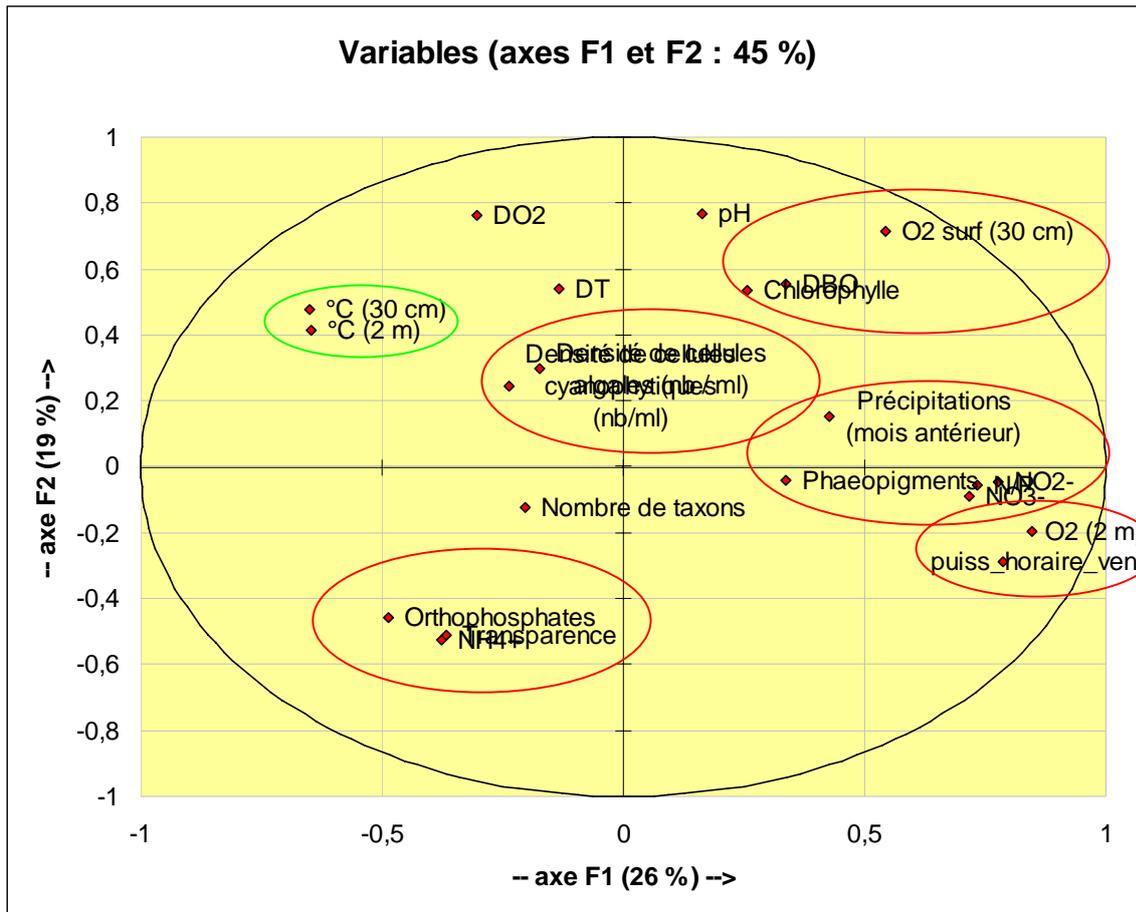


Figure 28. Interrelations entre paramètres : représentation des valeurs dans le plan F1 – F2 d’une Analyse Factorielle des Correspondances

Il y a une relation significative entre la puissance horaire du vent et le taux d’oxygène dissous à 30 cm et à 2 mètres ($p < 0,05$). Plus la puissance horaire du vent est forte, plus l’écart d’oxygène dissous entre ces 2 profondeurs est faible ($p < 0,05$). De même, la puissance horaire du vent influence significativement les températures de surface et en profondeur ($p < 0,05$).

Les précipitations du mois antérieur affectent significativement la concentration en nitrites ($p < 0,05$). La concentration maximale en nitrates est observée après les fortes pluies de février – mars 2005. Il est probable que cette relation soit liée aux apports en azote

organique liés au lessivage des sols agricoles et forestiers et à l'oxydation rapide des composés azotés en conditions aérobies (favorisées par le fonctionnement des hydrolennes). En effet, les formes réduites de l'azote se transforment en nitrites (nitritation) puis en nitrates (nitratisation) en phase aérobie (Leynaud et Verrel, 1968). La relation entre précipitations et nitrates n'est pas significative compte-tenu du probable effet « retard » lié au déroulement des processus biochimiques ($p > 0,05$).

La transparence, le pH, les concentrations en orthophosphates et en ammonium, les taux d'oxygène dissous sont corrélés significativement ($p < 0,05$). Cela traduit vraisemblablement la lyse des cellules post-bloom qui se traduit par une augmentation des concentrations en ammonium et orthophosphates et une diminution des taux d'oxygène dissous et du pH.

De même, l'analyse factorielle des correspondances traduit la relation significative **entre Chlorophylle** (ou son produit de dégradation, les phaeopigments), **transparence de l'eau** et **Demande Biologique en Oxygène** ($p < 0,05$).

Les densités en cellules algales et en cellules cyanophytiques évoluent de manière synergique (Figures 22, 23 et 28), ce qui traduit l'état de bloom permanent qui s'est poursuivi entre mai et septembre 2005. **Il n'y a pas de relation significative entre les valeurs de densité de ces paramètres et les paramètres environnementaux et physico-chimiques.** Par contre, la diversité taxonomique est affectée négativement par la concentration en nitrites ($p < 0,05$), mais le résultat doit être considéré avec prudence compte-tenu de la valeur maximale du paramètre « Nitrate » observée en mars qui coïncide avec une période où la température et le développement algal restent faibles.

4. Discussion

4.1. *Influence du procédé sur l'oxygénation des couches profondes*

Lors de la réalisation de l'état initial en juin 2004, les eaux du plan d'eau présentaient une stratification thermique et une anoxie des couches profondes, comme en témoignent les valeurs de température (Figure 10) et les concentrations d'oxygène dissous à 30 cm de profondeur et à 2 mètres de profondeur (10,9 mg.l⁻¹ vs 1,2 mg.l⁻¹; Figure 12).

A cette date, la concentration en oxygène dissous à 2 m est de 1,2 mg. l⁻¹; elle est proche de celle de 0,2 mg.l⁻¹ observée à 125 cm par Prygiel (1991) lors du suivi réalisé sur l'Etang du Pont Rouge consécutivement aux mortalités piscicoles d'août 1990 (Tableau 6).

Tableau 6. Comparaison des valeurs des paramètres physico-chimiques observées lors de différents suivis réalisés sur l'étang du Pont Rouge.

Etudes antérieures à 2004	Source				
	Prygiel, 1991 ; Imbert <i>et al.</i> (1994)			Gugger et Hoffmann (2002)	Willame et Hoffmann (2003)
	Avant	Après sulfate d'alumine			
Paramètre / Date	23/8/90	04/04/91	19/9/91	05/09/02	05/09/03
Orthophosphates (mg.l ⁻¹)	3,2	0,2	0,7	0,005	0,039
NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)				0,076	0,046
Oxygène dissous (mg.l ⁻¹ ; 30 cm)	27				
Oxygène dissous (mg.l ⁻¹ ; 125 cm)	0,2				
Transparence (cm)					45
Chlorophylle a (µg.ml ⁻¹)	230,6	6,4	220		
Phaeopigments (µg.ml ⁻¹)	53,1	2,9	110		
Espèces de cyanobactéries observées	<i>Oscillatoria agardhii</i> , <i>Anabaena sp.</i>			<i>Microcystis</i>	<i>Anabaena sp.</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i> , <i>Woronichinia naegeliana</i>

Présente étude	Avant	Après implantation des hydroliennes					
		Date	10/06/04	30/06/04	21/07/04	24/03/05	25/05/05
Orthophosphates (mg.l ⁻¹)	0,10	0,15	0,10	0,10	0,10	0,17	0,25
NH ₄ ⁺ (mg.l ⁻¹)	0,10	0,10	0,16	0,19	0,10	0,10	0,54
Oxygène dissous (mg.l ⁻¹ ; 2 m)	1,20	9,90	4,03	14,63	9,80	5,23	6,50
Transparence (cm)	88	50	46	50	50	40	50
Chlorophylle a (µg.l ⁻¹)	10,0	35,3	163,3	56,3	36,7	82,3	11,33
Phaeopigments (µg.l ⁻¹)	3,43	4,5	8,6	12,3	7,3	9,5	30,3
Densité de cellules algales (nb. ml ⁻¹)	129.965	108.767	52.414	100.001	552.299	456.642	28.569
Espèces de cyanobactéries observées	<i>Merismopedia tenuissima</i>		<i>Aphanothece sp.</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i> , <i>Oscillatoriées</i>			<i>Merismopedia sp.</i>	<i>Plankthothrix agardhii</i>

Dès l'implantation des hydroliennes, la stratification disparaît avec une plus grande homogénéité des valeurs de température et de plus faibles écarts dans les concentrations en oxygène dissous. De plus, pour chaque date de prélèvement, la concentration en oxygène dissous à 2 mètres de profondeur est supérieure à 4 mg.l⁻¹, ce qui traduit une meilleure oxygénation du fond du plan d'eau. Cependant, l'écart entre les concentrations d'oxygène dissous entre la surface et le fond du plan d'eau peut demeurer important, notamment lors des longues périodes d'absence de vent. Le phénomène a été notamment observé entre mai et juillet 2005 et est plus marqué sur les zones moins soumises aux vents dominants comme en témoigne la variabilité des concentrations en oxygène dissous observée entre les stations 1 et 2 d'une part et la station 3 d'autre part (Nord – Nord Ouest ; Annexe 2).

Le fonctionnement des hydroliennes permet d'éviter la stratification thermique de l'eau de l'étang du Pont Rouge ; le brassage réalisé limite également l'anoxie des couches profondes, avec des valeurs de concentration en oxygène dissous proches de 4 mg.l⁻¹ compatibles avec la vie piscicole.

4.2. *Influence du procédé sur les conséquences de l'eutrophisation du plan d'eau*

4.2.1. Apports azotés et phosphatés

Les valeurs de concentration en composés azotés et orthophosphates observées au cours de l'étude (Tableau 6) confirment l'eutrophisation du plan d'eau, selon la définition usuelle « d'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).

Les valeurs de concentration en orthophosphates sont très inférieures à celles observées en 1990 lors des mortalités piscicoles d'août (Prygiel, 1991). Elles témoignent des efforts entrepris en matière d'assainissement sur le bassin versant (Imbert *et al.*, 1994) et de l'intérêt de l'aspiro-dragage des sédiments réalisés en 2000, qui limite l'impact des relargages d'orthophosphates en cas d'anoxie des couches profondes.

Les apports en nitrates coïncident avec les apports pluviométriques ce qui caractérise le caractère agricole et forestier du bassin versant et confirme le diagnostic d'Imbert *et al.*

(1994). L'évolution dans le temps des concentrations en orthophosphates montre que celles-ci ne sont pas en relation directe avec la pluviométrie. Imbert *et al.* (1994) précise d'ailleurs que les sources de phosphore étaient principalement endogènes dans l'étang du Pont Rouge par phénomène d'adsorption / désorption sur les sédiments et via le métabolisme des micro-organismes (« charge interne » ; Barroin, 1999).

En matière de diagnostic, les variations de concentration en orthophosphates restent à la limite des seuils de détection des méthodes d'analyse d'eau mises en œuvre par l'Institut Pasteur, ce qui n'est pas sans poser un problème méthodologique. En effet, cette valeur seuil de 0,1 mg.l⁻¹ est très au-delà des valeurs de concentration qualifiées de dangereuses pour les milieux aquatiques de 20 µg. l⁻¹ (Vollenweider, 1968 in Barroin, 2004). Les données de Gugger et Hoffmann (2002) et de Willame et Hoffmann (2003) ont d'ailleurs un degré de précision beaucoup plus important (Tableau 6), davantage susceptible de caractériser les déséquilibres trophiques et de permettre l'interprétation des facteurs d'origine des orthophosphates.

Dans son diagnostic initial, Imbert *et al.* (1994) évaluait la part de Phosphore total piégé dans les Matières en Suspension à 1,3 tonnes par an. Cette part reste très supérieure aux autres « intrants », liés au nourrissage entre autres des canards et des cygnes tuberculés en voie de prolifération (5,8 kg P / an), les rempoissonnements et l'amorçage par les pêcheurs (10,9 kg P / an) et les apports liés à la fréquentation des baigneurs (0,7 kg P / an). Il semble que depuis cette expertise, d'autres usages soient à l'origine de l'introduction de phosphates. Ils sont dus en grande partie sur le territoire communal à la pollution des eaux pluviales par des rejets d'eaux usées dans les réseaux (exemple de la friterie observé le 17 juillet 2005 ; Annexe 6) et par les apports par lessivage liés à l'accroissement des surfaces imperméabilisées sur le bassin versant.

Les variations de concentration en orthophosphates sont suffisantes pour provoquer une perturbation du fonctionnement trophique du plan d'eau par déséquilibre du rapport N / P². Ce résultat est en tout point comparable aux précédents suivis réalisés sur le plan d'eau du Pont Rouge notamment celui de 1991 où la valeur du rapport N / P était proche de 80 début

² Il aurait sans doute été préférable de procéder à la détermination du phosphore total pour procéder au suivi de l'évolution du rapport N / P. La concentration en orthophosphates est trop influencée dans la présente étude par le développement puis la lyse des cellules algales.

mars et devient très inférieure à 7 ensuite en août / septembre (ce qui coïncide à l'époque avec les efflorescences algales ; Prygiel, 1991).

Du fait des apports de phosphore, l'azote devient très vite le facteur limitant sur l'étang du Pont Rouge. Cette observation est en tout point comparable aux autres études conduites sur les plans d'eau du bassin Artois – Picardie (Prygiel, 1990 ; Gugger et Hoffmann, 2002 ; Willame et Hoffmann, 2003). Ce déséquilibre trophique lié au phosphore est largement développé dans les travaux de Barroin qui distingue le nitrate « facteur limitant » du phosphore, « facteur de maîtrise » (1980, 1999, 2001, 2004 ; Figure 30).

La méthodologie d'analyse ne permet d'observer aucun effet du procédé d'aération sur un éventuel abattement des valeurs de concentration en azote et phosphore. Mais il est vraisemblable que les concentrations en oxygène dissous observées à 2 mètres de profondeur limitent les phénomènes d'oxydoréduction à l'interface eau / sédiment et donc les apports de phosphates par relargage.

On peut donc supposer que l'aspiro-dragage des sédiments et que l'oxygénation des couches profondes assurée par l'implantation des hydroliennes limite désormais le relargage du phosphore piégé dans le sédiment.

Néanmoins, le déséquilibre phosphaté récurrent sur l'étang du Pont Rouge, malgré la multiplicité des interventions depuis 1990 (Tableau 1), témoigne de l'importance de maîtriser la charge d'apports en phosphore à l'échelle du bassin versant (« charge externe » ; Barroin, 2001). Il témoigne également de la difficulté de rechercher, définir et traiter les sources du phosphore.

4.2.2. Transparence et développement algal

Les valeurs de transparence observées au cours de la présente étude sont en moyenne de 60 cm. Elles atteignent une valeur minimale de 35 cm en septembre – octobre 2005 et des valeurs maximales de 155 cm en août 2004 et mai 2005 (Figure 19). Ces valeurs sont comparables à celle observée en septembre 2003 (45 cm) par Willame et Hoffmann (2003 ; Tableau 6). Ces valeurs de transparence confirment le statut **eutrophe du plan d'eau** (Transparence inférieure à 1 mètre, norme **impérative** pour la qualité des eaux de baignade en deçà de laquelle la baignade doit être interdite ; Barroin, 2004).

Les valeurs de transparence influencent la densité de cellules algales (Figure 18). Plus la transparence est élevée, plus les cellules photosynthétiques disposent ensuite de lumière

pour assurer leur développement et leur croissance à partir des éléments nutritifs disponibles (Figure 29).

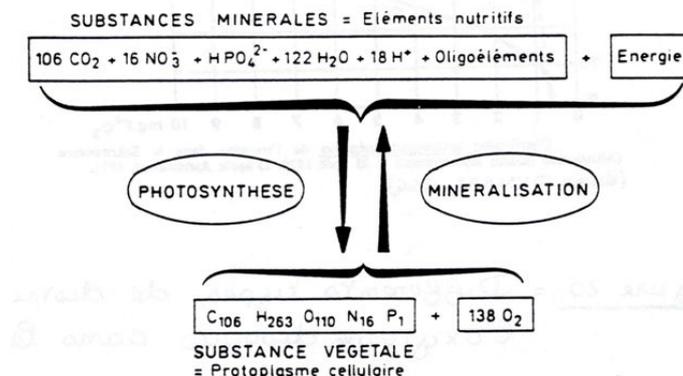


Figure 29. Schéma simplifié de la production végétale par photosynthèse (Barroin, 1980)

De ce fait, le nombre de cellules algales et la production végétale sont maximales après ces pics de transparence et coïncident avec des valeurs de concentration en Chlorophylle a élevées de l'ordre de 200 – 300 $\mu\text{g}.\text{ml}^{-1}$. Ces valeurs sont comparables aux données existantes sur le plan d'eau (Tableau 6) et en confirment le caractère eutrophe ($> 15 \mu\text{g}.\text{l}^{-1}$; Mathieu *et al.*, 1979). La dégradation des cellules végétales (et donc de la Chlorophylle) se traduit par une augmentation de la concentration en Phæopigments, qui atteignent des valeurs maximales de l'ordre de 51 $\mu\text{g}.\text{l}^{-1}$, proches de celles observées en 1991 (Tableau 6), caractéristiques d'un plan d'eau hypereutrophe.

Les hydroliennes ne permettent donc pas d'influencer significativement la transparence du plan d'eau et son fonctionnement trophique.

4.2.3. Analyse quantitative et qualitative du peuplement algal

Le peuplement algal est dominé dans ses successions par les Volvocales, les Chlorococcales et les Cyanophycées (Fleurs d'eau à *Aphanizomenon flos-aquae*; Figure 25 et Annexe 4). Cela correspond à des étangs hypereutrophes à polytrophes qui se caractérisent par d'énormes sursaturations en oxygène en surface et une désoxygénation totale en profondeur (Type VI; Angéli, 1980). Ces successions algales sont identiques à celles observées en 1990 – 1991 par Prygiel avec des mortalités piscicoles en août 1990 induites par l'anoxie des couches profondes.

Durant la période printanière, les Chromophytes prédominent avec majoritairement des diatomées (*Stephanodiscus sp.*). Les Chlorophytes leur succèdent en théorie jusqu'au mois de juin (Volvocales et Chlorococcales). Puis, dès que la température de l'eau augmente (20°C en juin 2004 et 17,5°C en mai 2005) et que l'azote devient limitant, les cyanophycées

fixatrices de l'azote sont dominantes (Figure 30). Les espèces qui prolifèrent postérieurement à la disparition des Chlorophytes (ce qui se traduit par le pic de transparence) sont les espèces cyanophytiques photosynthétiques.

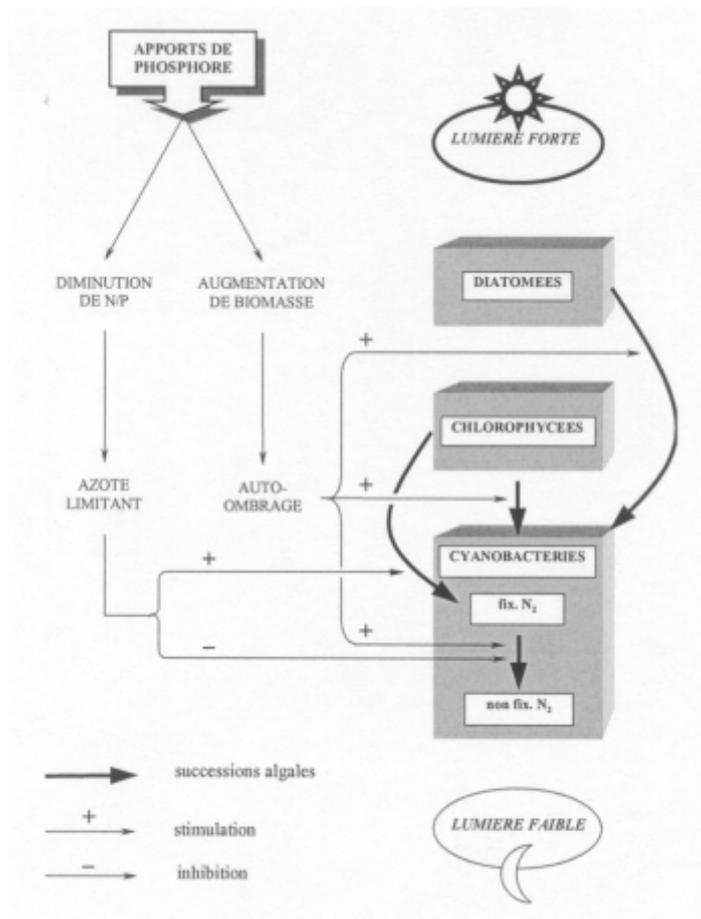


Figure 30. Successions algales induites par un enrichissement en phosphore. (d'après Zevenboom et Mur, 1980 in Barroin, 2004)

Les blooms algaux observés sur l'étang du Pont Rouge au cours de la présente étude en juin-juillet 2004 et mai-juillet 2005 sont dominés par *Anabaena sp.*, *Aphanizomenon flos* et *Aphanothece*. Ces blooms se caractérisent par des nombres très élevés de cellules, 129.000 cellules par ml en juin 2004 et jusqu'à 552.000 cellules par ml en mai 2005. Ces valeurs dépassent le seuil de suivi « Niveau II » pour la qualité des eaux de baignade conformément aux recommandations du CSHPF du 6 mai 2003 (Figure 6). Des valeurs proches de 100-120.000 cellules par ml ont déjà été reportées sur le plan d'eau du Quesnoy (Prygiel, 1991). De même, les espèces à l'origine de ces blooms sont identiques à celles observées dans le cadre du suivi de 1990-1991 (Tableau 6). Un nombre aussi élevé de cellules par ml (de 500-600.000 cellules) reste rarement observé. Des valeurs comparables ont été rapportées par Naturalia et Biologia (1993) sur les plans d'eau de Fressies et

d'Aubigny-au-Bac dans le cadre de l'étude conduite sur les étangs de la Sensée en 1991 – 1992 à partir des mêmes espèces. Willame et Hoffmann (2003) observent des valeurs de l'ordre de 400.000 cellules par ml en septembre 2003 sur le plan d'eau du Val Joly.

La prolifération de ces espèces a lieu préférentiellement à la surface de l'eau. L'augmentation de la turbidité de l'eau liée au bloom algal entraîne ensuite l'apparition d'autres espèces qui privilégient les faibles intensités lumineuses comme *Microcystis* et *Plankthothrix* observées dans les compositions algales de juillet et octobre 2005. Postérieurement aux blooms algaux, la mort des cellules se traduit par la libération dans le milieu d'ammonium quaternaire (baisse du pH). L'oxydation de l'ammonium en nitrates rééquilibre le rapport N / P et favorise le retour à « l'équilibre » du peuplement algal, avec le retour des algues brunes.

La succession algale observée dans le cadre de l'étude est en tout point identique à celle observée sur l'étang du Pont Rouge par Prygiel en 1991 et dans les prélèvements de Gugger et Hoffmann (2002) et de Willame et Hoffmann (2003) réalisés en septembre 2002 et 2003 (Willame *et al.*, 2006). Ces efflorescences algales affectent également la plupart des plans d'eau du bassin Artois – Picardie (Tableau 7 et Figure 31) en raison sans doute de leur caractère méso à hypereutrophe (Willame et Hoffmann, 2003).

Tableau 7. Liste des occurrences cyanophytiques répertoriées dans le département.

<i>Microcystis</i>	<i>Plankthothrix</i>	<i>Anabaena</i>	<i>Aphanizomenon</i>	Source
Le Quesnoy (b, c)	Le Quesnoy (a, b, c)	Le Quesnoy (a, b, c)	Le Quesnoy (a, b, c)	(a) Prygiel (1991) (b) Gugger et Hoffmann, 2002 ; Willame et Hoffmann, 2003 (c) présente étude
Brunémont, Aubigny au Bac, Hem-Lenglet, Rumaucourt	Oisy le Verger, Brunémont, Hem-Lenglet, Wasnes-au-Bac, Arleux, Palluel, Fressies, Lecluse	Oisy le Verger, Brunémont, Hem-Lenglet, Wasnes-au-Bac	Oisy le Verger, Brunémont, Aubigny au Bac, Hem-Lenglet, Wasnes-au-Bac	Naturalia et Biologia (1993)
Vred, Saint-Saulve, Roost-Warendin, Famars, Etang Lapeyre à Jeumont, Armbouts-Cappel, Les Prés du Hem, Le Lac du Héron, Amaury, Chabaud-Latour	Vred, Amaury, Val Joly	Vred, Le Vignoble, Etang Lapeyre à Jeumont, Armbouts-Cappel, Les Prés du Hem, Le Lac du Héron	La Mare à Goriaux, Val Joly, Etang Lapeyre à Jeumont, , Les Prés du Hem, Le Lac du Héron, Amaury, Chabaud-Latour	Péres, 2003 ; Willame et Hoffmann, 2003; Willame <i>et al.</i> , 2006
	 <i>Plankthothrix</i>	 <i>Anabaena</i>		Gugger et Hoffmann, 2002 ; Willame <i>et al.</i> , 2006

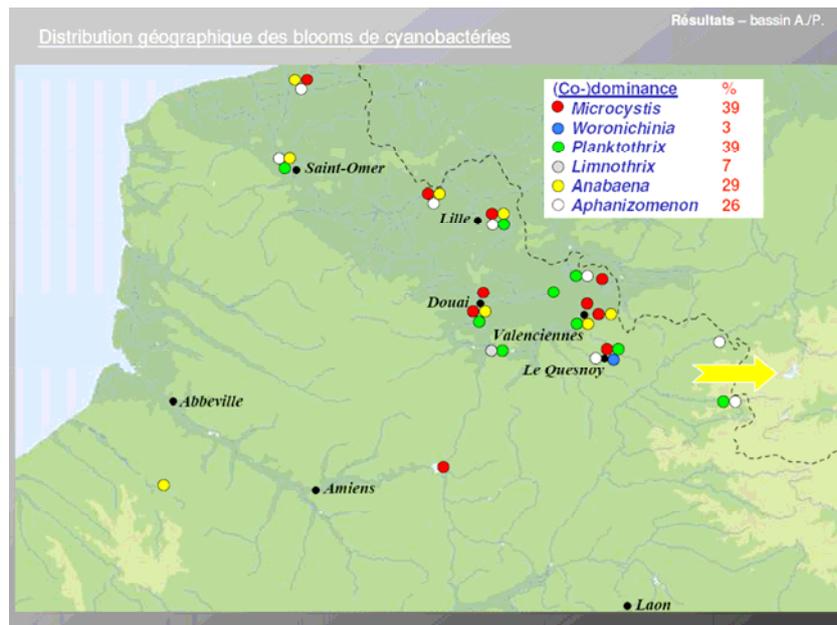


Figure 31. Distribution géographique des blooms de cyanobactéries et répartition par espèces (Willame et al., 2006)

4.2.4. Cyanobactéries et santé publique

Les espèces répertoriées sur l'étang du Pont Rouge (Tableau 7) sont toutes susceptibles de libérer des toxines (hépatotoxines et neurotoxines). Une synthèse bibliographique précise a été réalisée sur le sujet par Willame et Hoffmann (2003).

Tableau 8. Cyanobactéries et toxines. Le suffixe (S) désigne l'état d'hypersalivation des animaux intoxiqués par ce composé. D'après Willame et Hoffmann (2003).

Type de toxines	Structure moléculaire	Genre
Hépatotoxines	Microcystines (+ de 60)	<i>Microcystis sp.</i>
Neurotoxines	Anatoxine-a, homoanatoxine-a	<i>Aphanizomenon sp.</i>
	Anatoxine-a, homoanatoxine-a	<i>Anabaena sp.</i>
	Anatoxine-a, homoanatoxine-a	<i>Microcystis sp.</i>
	Anatoxine-a (S)	<i>Anabaena flos aquae et lemmermannii</i>
Dermatoxines		

Dans le cadre de l'étude, compte-tenu de la toxicité suspectée des blooms algaux, la recherche des microcystines a été réalisée lors des efflorescences algales. Les valeurs maximales obtenues sont de l'ordre de **0,67 µg.l⁻¹ pour la microcystine – LR** (µg MC-LR.l⁻¹), hépatotoxine la plus fréquemment retrouvée (Duncan *et al.*, 1997 ; Jochimsen *et al.*, 1998 ; Willame et Hoffmann, 2003 ; Willame *et al.*, 2006).

Cette valeur est inférieure au seuil de $1 \mu\text{g.l}^{-1}$, valeur guide pour l'eau potable recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé (1998) ; elle est inférieure à la valeur de $25 \mu\text{g.l}^{-1}$ définie pour les eaux de baignade par le CSHPF (Figures 6 et 27). Ces valeurs de concentration sont très inférieures à celles observées sur d'autres plans d'eau du département par Willame *et al.* (2006), notamment les plans d'eau d'Amaury ($5 \mu\text{g MC-LR.l}^{-1}$), du Val Joly ($22,5 \mu\text{g MC-LR.l}^{-1}$), l'étang des Près du Hem ($12,5 \mu\text{g MC-LR.l}^{-1}$) et surtout Chabaud-Latour ($98,7 \mu\text{g MC-LR.l}^{-1}$).

De fait, compte tenu des valeurs de concentration en microcystines, les tests de toxicité réalisés sur la Daphnie n'ont pas été concluants. **Il convient de préciser que la batterie de tests sur les Daphnies réalisés à partir des prélèvements conduits par le Centre de Recherches Public Gabriel Lippmann est beaucoup plus alarmante** (Convention AEAP n°34384 ; Gugger et Hoffmann, 2002, Willame et Hoffmann, 2003, Willame *et al.*, 2006), notamment pour les prélèvements réalisés sur les plans d'eau de Saint-Saulve, du Val Joly et des Près du Hem (Willame *et al.*, 2006). **Ce résultat est sans doute lié à la présence constatée en concentration importante de *Microcystis* sur ces plans d'eau.** Sur l'étang du Pont Rouge, ce genre de cyanobactérie n'est pas à l'origine d'efflorescence, du moins pour l'instant.

5. Bilan et perspectives

5.1. Des risques de santé publique avérés et des usages à rationaliser

5.1.1. Baignade et santé humaine

Au regard de la présence de cyanobactéries sur l'étang du Pont Rouge et de la littérature existante sur les impacts sanitaires liés à leur prolifération dans les eaux récréatives (Turner *et al.*, 1990), **on ne peut qu'être circonspect sur le maintien de la baignade sur l'étang du Pont Rouge lors des blooms algaux.** Ce constat est d'ailleurs identique pour la plupart des plans d'eau du bassin Artois – Picardie, notamment au regard des concentrations observés en microcystines LR sur les sites d'Amaury, Les Près du Hem, Chabaud-Latour et le Val Joly (Willame *et al.*, 2006).

Lors d'une étude prospective menée en Australie (1995), Pilotto *et al.* (1997) démontrent en effet l'augmentation de l'incidence des diarrhées, vomissements, fièvres, irritations des yeux et des oreilles. La charge interne en phosphore et la saprobie du milieu favorisent

probablement la prolifération des moustiques et autres mollusques d'eau douce hébergeant les trématodes également responsables des « dermatites du baigneur » bien connues dans les lacs alpins (Barroin, 2004).

Dans le cadre d'une démarche préventive, ne serait-il pas nécessaire de disposer de données sanitaires précises relatives au plan d'eau du Quesnoy et par extension aux plans d'eau de baignade du département ?

On peut également s'interroger sur l'efficacité des lettres de recommandation adressées par la DDASS aux maires des communes concernées par des proliférations algales (nombre de cellules supérieures à 100.000 par ml). **Ne faudrait-il pas favoriser, au regard des risques encourus, des démarches plus coercitives que l'application des seules recommandations du CHSPF ?**

En tout état de cause, la nouvelle directive 2006 /7 / CE concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade (JO n°064 du 4 mars 2006) occulte à nouveau le problème sanitaire posé par les cyanobactéries.

5.1.2. Potabilité de l'eau

La question de la mise en œuvre d'une meilleure prévention peut également se poser pour les éleveurs susceptibles de prélever de l'eau de l'étang pour l'abreuvement du bétail. **Cela ne devrait-il pas être totalement proscrit en l'absence d'une meilleure connaissance des incidences à long terme ?**

De même, les promeneurs doivent être vigilants lors de l'abreuvement des chiens et autres animaux de compagnie, des mortalités de chiens ayant consommé de l'eau lors de blooms algaux ont déjà été constatées sur la Loue, le Tarn ... en 2003 et 2004.

5.1.3. Impact sur la faune

Les impacts des blooms algaux sur l'avifaune et les mammifères aquatiques peuvent être directs par rapport à la consommation de l'eau. Ils sont également indirects, puisque l'eutrophisation du plan d'eau et l'accumulation de matières organiques sur le fond favorise dans les zones peu profondes le bacille du botulisme, capable de tuer les espèces qui y sont sensibles. **On recommandera à nouveau l'interdiction du nourrissage des canards sur le plan d'eau et la limitation de leur densité. Celle-ci, excédentaire, contribue à fragiliser d'un point de vue sanitaire l'avifaune sauvage fréquentant le site.** Pour

rappel, les déjections deviennent problématiques (surcharge en matière organique) dès lors que la densité de canards dépasse 250 individus à l'hectare (Huet, 1970 in Arrignon, 1998).

5.1.4. Pêche amateur

L'impact des cyanobactéries et de leurs toxines sur la chair des poissons est peu documenté. Cependant, les problèmes d'off-flavors chez les poissons d'étang, spécialement sur le catfish américain (*Ictalurus punctatus*) et le Walleye (*Stizostedion vitreum*) sont connus. Ils attribuent le goût de vase à deux molécules principales, la géosmine (trans-1,10-diméthyl-trans-9-decalol) et la 2 méthylisobornéol (1,2,7,7-tétraméthyl -exo-bicyclo-(2,2,1)-heptan-2-ol ou MIB). Ces deux composés apparaissent dans l'eau parallèlement à des blooms de cyanobactéries associés à la présence d'actinomycètes (Huss, 1999).

Il semble donc conseillé de limiter la consommation des poissons capturés postérieurement aux blooms algaux, tant sur l'étang du Pont Rouge que sur les plans d'eau concernés par les efflorescences algales...

5.2. *Perspectives d'amélioration de l'état trophique du plan d'eau*

5.2.1. Efficacité du procédé « hydroliennes »

Le procédé d'aération de l'eau par les hydroliennes montre une efficacité **indéniable** sur l'oxygénation des couches profondes du plan d'eau. Cette oxygénation permet d'éviter lors des efflorescences algales les mortalités piscicoles associées à l'anoxie des couches profondes qui caractérise les plans d'eau hypereutrophes comme l'étang du Pont Rouge.

Toutefois, en dépit de l'aspiro-dragage réalisé et de ce brassage des masses d'eau, le fonctionnement trophique reste gravement perturbé par les apports de phosphore toujours existants, ainsi que par la mobilisation de la charge interne en phosphore. **En conséquence, le procédé de gestion des masses d'eau par hydrolienne n'est d'aucune utilité pour limiter les proliférations algales et plus particulièrement les densités en cellules cyanophytiques.** Mis à part un fractionnement des cellules filamenteuses, l'aération et l'agitation de l'eau par ce procédé ne semblent pas permettre ni d'interrompre, ni de réguler la dynamique de développement des cyanobactéries.

Ces proliférations de cyanobactéries influencent très fortement l'évolution des paramètres physico-chimiques de l'eau, notamment par leur influence sur la transparence de l'eau, la production photosynthétique et la demande biologique en oxygène nécessaire à leur dégradation. **Ce résultat démontre à nouveau que les procédés visant à réduire les**

conséquences de l'eutrophisation resteront d'efficacité limitée tant qu'une politique globale de « diète phosphorée » ne sera pas mise en œuvre à l'échelle du bassin versant (Barroin, 2004).

5.2.2. Traitement préventif des apports en phosphore

Les solutions préventives de limitation des apports en phosphore à l'échelle du bassin versant doivent donc être poursuivies (Barroin, 2001 ; Prygiel, 2006) :

- modification des produits utilisés pour les lessives (substituts des tripolyphosphates des lessives),
- gestion raisonnée des fumures sur le bassin versant,
- végétalisation des berges pour éviter le ruissellement et capter les phosphates lessivés,
- limitation des effluents rejetés directement dans le plan d'eau.

A ces recommandations de « diète phosphorée » (Barroin, 2001) s'ajoutent pour l'étang du Pont Rouge quelques propositions déjà formulées par Imbert *et al.* (1994) :

- **procéder au lagunage des eaux du canal de l'Ecaillon par la création d'une roselière à l'exutoire** avec fauche et exportation des phragmites ; cet aménagement pourrait s'accompagner de la création d'une frayère à broquets à l'amont immédiat du plan d'eau. La zone humide ainsi restaurée permettrait une épuration de l'eau.
- **déconnecter le canal de l'Ecaillon de la rivière Ecaillon à partir de l'ouvrage de répartition.** Compte-tenu du débit actuel de ce cours, il ne monte en charge de toute façon qu'en cas de fortes pluies. L'alimentation du plan d'eau ne se ferait donc qu'à partir des eaux pluviales, évitant ainsi les rejets d'eaux usées du hameau de la commune de Potelle qui polluent le canal de l'Ecaillon.
- **création d'une vanne de fond dans l'angle Nord–Est pour rendre vidangeable le plan d'eau** (minéralisation des vases et augmentation du taux de renouvellement de l'eau). L'intérêt de cette procédure est également d'alimenter par le fond, donc avec une eau plus froide les fossés et l'étang du fer à cheval. Cette procédure permettrait également de récupérer et d'éliminer les espèces zooplanctonophages comme les brèmes (*Abramis brama*) surdensitaires sur le plan d'eau.

5.2.3. Traitement curatif

Comme précisé par Barroin (2001), le traitement des effets ne permet que « d'aménager au moins mal les conséquences de ces défauts de prévention ».

Sur l'étang du Pont Rouge, la plupart des techniques curatives ont déjà été expérimentées :

- Asprio-dragage du sédiment (réalisé en 2000), avec l'objectif de réduire la charge interne en phosphore (Barroin, 1999 ; Prygiel, 2006),
- injection de sulfate de cuivre (2 kg.ha⁻¹ en 1989 et 1990) et de sulfate d'alumine (1,1 tonne. ha⁻¹ réalisée avec efficacité en 1991, Tableau 6),
- précipitation du phosphore par sels de calcium (réalisée par la commune du Quesnoy en mai 2006³),
- aération de la colonne d'eau et du sédiment (présente étude).

Il reste possible d'expérimenter les techniques dites de « biomanipulation », utilisées avec efficacité :

- **visant à développer le peuplement macrophytique sur le plan d'eau** pour capter les orthophosphates libres et limiter les proliférations algales (restaurer à terme une certaine transparence). Ces macrophytes devront être exportés pour éviter ensuite l'accumulation de matières organiques benthiques. Cela revient à courir le risque de proliférations végétales au détriment des efflorescences algales.
- **visant à stimuler la production de zooplancton.** C'est un peu l'objet de la proposition de rendre vidangeable le plan d'eau et d'exporter le phosphore stocké dans les brèmes ... Des techniques fournissant de l'habitat pour le zooplancton à partir de pailles d'orges sont également possibles et sans doute à expérimenter (Prygiel, 2006). Le coût du procédé reste sans doute rédhibitoire par rapport à l'efficacité, notamment sur les cyanobactéries.

Nous insistons en tout cas sur la nécessité de proscrire les techniques curatives à base d'algicides (eau de javel, sulfates de cuivre) sur le plan d'eau (et sur les milieux aquatiques en général d'ailleurs) au regard des effets secondaires sur la faune, même dans

³ Il est dommage que l'efficacité de ce procédé n'est pu faire l'objet d'un protocole de suivi physico-chimique.

l'objectif économique de maintenir la baignade sur le plan d'eau. Nous espérons que la présence de mousse au niveau de la station 3 lors du prélèvement du 7 septembre 2005 n'était pas le signe d'un quelconque traitement chimique, interdit d'ailleurs par le CSHPF et par les recommandations de la DDASS (Annexe 1).

C'est d'ailleurs un des intérêts majeurs du procédé de déstratification de la masse d'eau testé dans la présente étude de limiter les conséquences de l'eutrophisation tout en évitant l'utilisation de « poudres de perlimpinpin » et autres produits chimiques aux effets secondaires indésirables.

Au regard des blooms algaux successifs depuis 2002, il est donc peu probable que les techniques curatives expérimentées sur l'étang du Pont Rouge permettent d'améliorer la situation du plan d'eau sans maîtrise de la charge externe en phosphore. Le procédé de déstratification de la masse d'eau expérimenté dans la présente étude permet de limiter les conséquences les plus sévères (mortalités piscicoles) mais demeure d'efficacité limitée sur les efflorescences algales.

6. Références bibliographiques

- Angéli N., 1980.- Interactions entre la qualité des eaux et les éléments de son plancton. In :
Pesson P., 1980.- *La pollution des eaux continentales : incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, 2^{ème} édition, 97-146.
- AQUASCOP, 2006.- Composition du phytoplancton de l'étang du Pont-Rouge à Le Quesnoy.
Campagnes 2004 et 2005, 7 p.
- Arrignon J., 1998.- Aménagement piscicole des eaux douces. *Technique et Documentation*,
5^{ème} Edition (Lavoisier), 589 p.
- Barroin G., 1980.- Eutrophisation, pollution nutritionnelle et restauration des lacs. In : Pesson
P., 1980.- *La pollution des eaux continentales : incidence sur les biocénoses aquatiques*. Gauthier-Villars, 2^{ème} édition, 75-96.
- Barroin, G., 1999. Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. *Les Etudes
des Agences de l'Eau*, N°62 : 215 p.
- Barroin G., 2001.- Evolution naturelle - évolution anthropique. In : Neveu A, Riou C,
Bonhomme R, Chassin P, Papy F. (Eds). L'eau dans l'espace rural : vie et
milieux aquatiques. *INRA éditions*, 97-111.
- Barroin G., 2004. Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques. *Le Courrier de
l'Environnement*, **48**, 13-26.
- Conseil Supérieur d'Hygiène Public de France, 2003.- Recommandations pour la gestion des
situations de contamination d'eaux de baignade et de zones de loisirs nautiques
par prolifération de cyanobactéries. *Section des eaux (séance du 6 mai 2003)*, 7
p.
- Direction Générale de la Santé, 2003.- Circulaire DGS / SD7a n°2003-270 du 4 juin 2003
relative aux modalités d'évaluation et de gestion des risques sanitaires face à des
situations de prolifération de micro-algues (cyanobactéries) dans des eaux de
zones de baignades et de loisirs nautiques. *Ministère de la Santé, de la Famille et
des Personnes Handicapées*, 3 p.
- Duncan, C., Li, H., Dykhuizen, R., Frazer, R., Johnston, P., MacKnight, G., Smith, L., Lamza,
K., McKenzie, H., Batt, L., Kelly, D., Golden, M., Benjamin, N. & Leifert, C.,
1997. Protection against oral and gastrointestinal diseases : importance of dietary

- nitrate intake, oral nitrate reduction and enterosalivary nitrate circulation. *Comp. Biochem. Physiol.* 118A(4) : 939-948.
- Gugger M. & Hoffman L., 2002.- Etude de la systématique, de la toxicité et de l'écotoxicité des cyanobactéries des eaux stagnantes du bassin Artois-Picardie et du Val Joly en particulier. *Agence de l'eau Artois-Picardie, Centre de Recherches Public Gabriel Lippmann*, 32 p.
- Huet, 1970.- Traité de pisciculture. *De Wingaert*, 718 p.
- Huss, H.H. (ed.), 1999.- La qualité et son évolution dans le poisson frais. *FAO Document technique sur les pêches*. No. 348. Rome. FAO, 1999. 198p.
- Imbert T., Bavière J.-J. & LelucE., 1994.- Etude des moyens de résorption de l'eutrophisation de l'étang du Pont Rouge (Le Quesnoy). *Etudes Recherches Environnement*, 46 p (+ annexes).
- Institut National de Santé Publique du Québec, 2004.- Cyanobactéries et cyanotoxines. *Groupe Scientifique sur l'Eau*, 19 p.
- Jochimsen, E.M., Carmichael, W.W., An, J., Cardo, D.M., Cookson, S.T., Holmes, C.E.M., Antunes, B.C., Melo, Filho, D.A., Lyra, T.M., Barreto, V.S.T., Azevedo, S.M.F.O. & Jarvis W.R., 1998. Liver failure and death after exposure to microcystins at a haemodialysis center in Brazil. *New Engl. J. Med.* 338(13): 873-878.
- Jourdan S., 2005.- Plan Départemental pour la Protection du Milieu Aquatique et la Gestion des Ressources Piscicoles – synthèse et programme des actions nécessaires 2005 – 2010. *Fédération du Nord pour la Pêche et la Protection du Milieu Aquatique*, 47 p. (+ annexes techniques : 98 p.)
- Journal officiel des Communautés Européennes, 1991.- Directive du Conseil du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires, Article 5, Annexe II.
- Journal officiel des Communautés Européennes, 2006.- Directive 2006 / 7 / CE du Parlement et du Conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76 / 160 / CE. *Journal officiel*, **L 064**, 37-51.
- Mathieu, P., Gentès, P. & Gauthier, J.-P., 1979.- L'âge de nos lacs; méthode numérique d'évaluation de l'état trophique des lacs. *Ministère des Richesses Naturelles, direction générale des eaux*, Québec, 57p.
- Naturalia et Biologia, 1993.- Phytoplancton des plans d'eau de la vallée de la Sensée : résultats des campagnes 1991 – 1992. *Agence de l'Eau Artois – Picardie*, 85 p.

- Organisation Mondiale de la Santé, 1998.- Guidelines for drinking-water quality. *Second Edition*.
- Péres F., 2003.- Etude du peuplement phytoplanctonique des plans d'eau du Romelaere, du Vignoble et de la Mare à Goriaux, campagne de juin 2003. *Rapport d'étude – Agence de l'Eau Artois – Picardie*, 10 p (+ annexes).
- Pilotto LS., Douglas RM., Burch MD., Cameron S., Beers M., Rouch G. *et al.*, 1997.- Health effects of exposure to cyanobacteria (blue-green algae) during recreational water-related activities. *Australian and New Zealand Journal of PublicHealth*, **21**, 562-566.
- Prygiel J., 1990.- Fleur d'eau sur le lac du Val Joly. *Agence de l'Eau Artois – Picardie* (Note), 6 p.
- Prygiel J., 1991.- Traitement de l'étang du Pont Rouge de leQuesnoy au sulfate d'alumine : premier bilan. *Agence de l'eau Artois – Picardie* (Note), 3 p.
- Prygiel J., 1999.- Fixaflor : historique de l'affaire, position de l'Agence et argumentaire. *Agence de l'Eau Artois – Picardie*, Douai (France), 1999, 3 p.
- Prygiel J., 2006.- La lutte contre les proliférations de cyanobactéries : quelques techniques curatives et préventives possibles. *Agence de l'Eau Artois – Picardie*, 24 janvier 2006 (Douai), 18 p.
- Ressom, R., Soong, F.S., Fitzgerald, J., Turczynowicz, L., El Saadi, O., Roder, D., Maynard, T. & Falconer, I., 1994. Health Effects of Toxic Cyanobacteria (Blue-Green algae). Australian National Health And Medical Research Council, Looking Glass Press, 108 p.
- Savy O., 2006.- Cyanobactéries et toxines. *Agence de l'Eau Artois – Picardie*, 24 janvier 2006 (Douai), 17 p.
- Turner PC, Gammie AJ, Hollinrake K & Codd GA, 1990.- Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. *British Medical Journal*, **300**, 1440-1441.
- Vollenweider, R.A., 1968. Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. OCDE, Paris, Rapport technique DAS/CSI/68.27, 250 p.
- Willame R., Cauchie H.M. & Hoffmann L., 2006.- Les cyanobactéries (algues bleues) des eaux stagnantes du bassin Artois – Picardie et de ses régions avoisinantes. *Agence de l'Eau Artois – Picardie*, 24 janvier 2006 (Douai), 34 p.

- Willame R. & Hoffmann L., 2003.- Les cyanobactéries (algues bleues) du lac du Val Joly et des eaux stagnantes du bassin Artois-Picardie. *Agence de l'eau Artois-Picardie - Centre de Recherches Public Gabriel Lippmann*, Convention n°34384, 44 p.
- Zevenboom, W. & Mur L.R., 1980. N₂-fixing cyanobacteria : why they do not become dominant in dutch hypertrophic lakes. In : Barica, J. & Mur, L.R., (eds), *Hypertrophic ecosystems. S.I.L. Workshop on hypertrophic ecosystems. Developments in Hydrobiol.*, 2 : 123-130.