

Zeitschrift: Actes de la Société jurassienne d'émulation
Herausgeber: Société jurassienne d'émulation
Band: 121 (2018)

Artikel: Relations entre paramètres physico-chimiques et communautés biologiques dans un environnement lentique
Autor: Roeschli, Nicolas
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-843774>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 09.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Relations entre paramètres physico-chimiques et communautés biologiques dans un environnement lentique

NICOLAS ROESCHLI¹

La gestion des points d'eau, aussi nommés écosystèmes lenti-ques, est un sujet en plein développement en Australie du fait de l'eutrophisation et du développement d'algues. Ici, nous évaluons le lien entre divers paramètres physico-chimiques et les populations d'algues et de macro-invertébrés. Notre étude a eu lieu dans le bassin versant du réservoir de Manly (Nouvelle-Galles-du-Sud, Australie). Nous avons 4 sites d'échantillonnage gérés de manière différente et avec des fonctionnements écologiques variés. Nous avons utilisé diverses méthodes d'échantillonnage pour avoir une vue globale de l'écologie de nos sites. Toutefois, l'échantillonnage n'a été effectué que durant une journée, ce qui constitue une limitation majeure. Nous avons constaté de grandes variations dans les paramètres physico-chimiques, ainsi qu'un étrange profil en fonction de la profondeur dans le réservoir de Manly. Nous avons trouvé que l'usage des terrains adjacents pouvait causer un apport excessif de nutriments et une modification des communautés algales. Certains sites avaient des concentrations en *Microcystis* trop importantes. Les différences dans les populations de macro-invertébrés entre les divers sites sont probablement liées au fonctionnement lentique ou lotique. Nous avons également constaté un déclin dans la diversité des macro-invertébrés qui pourrait avoir été causé par une pollution à l'ammonium ou à d'autres contaminants.

Introduction

Les activités humaines ont un fort impact sur les écosystèmes aquatiques, mais dans un même temps, les humains ont besoin de ces

écosystèmes pour diverses raisons, notamment l'agriculture, l'eau potable et les activités récréatives. L'eutrophisation (Davis & Koop, 2006) et le développement intempestif d'algues sont des thématiques majeures du fait : *a*) du manque d'esthétisme des tapis d'algues pour les activités récréatives; *b*) de la possible toxicité des algues en concentration élevée (Ye et coll., 2009 ; Otto et coll., 2008 ; Davis et coll., 2009); *c*) des possibles effets adverses sur la biodiversité.

Les écosystèmes lenti-ques en environnement périurbain, comme le réservoir de Manly, sont sensibles à diverses contaminations (notamment des nutriments ou des métaux lourds) et à des modifications de leur fonctionnement naturel du fait de l'exploitation des terres adjacentes. Les nutriments principaux incluent le phosphate et l'azote sous plusieurs formes, dont le nitrate, le nitrite et l'ammonium (Barroin, 2003, 2004). Toutefois, les scientifiques ne s'accordent pas sur le rôle exact de l'azote dans les écosystèmes aquatiques, les cyanobactéries étant capables de former de l'ammonium à partir de diazote atmosphérique. Cela suggère que l'azote n'est pas forcément un nutriment limitant pour la croissance algale (Buson, 2012). Le carbone organique est également un nutriment important pour les organismes hétérotrophes (organismes n'étant pas capables de fixer le carbone inorganique; Craig, 2016). Bien entendu, d'autres facteurs limitants pour la croissance algale existent. Les facteurs physiques importants sont : *a*) la température de l'eau (Konopka & Brock, 1978) de par son rôle sur le métabolisme (à plus haute température, les réactions chimiques sont plus rapides), mais également son influence sur la thermocline (zone de changement rapide de la température de l'eau) et la stratification de la masse d'eau (Cantin, 2009; Cantin et coll., 2011; Mercier-Blais, 2014); *b*) la disponibilité de la lumière (Havens et coll., 1998) dépendante de la turbidité.

Dans la présente étude, nous mesurerons divers paramètres physiques et chimiques et décrirons les communautés d'algues et de macro-invertébrés. Nous essayerons ensuite de lier les paramètres physico-chimiques et les communautés biologiques et de comprendre les mécanismes contrôlant la biodiversité ainsi que l'impact des activités humaines sur cet écosystème.

Contexte

L'étude a pris place sur 4 sites dans le bassin versant du réservoir de Manly ($33,782^{\circ}$ S., $151,253^{\circ}$ E.), en Nouvelle-Galles-du-Sud (Australie). Le lieu de l'étude est montré sur la figure 1. Le bassin versant a une surface approximative de $2,44 \text{ km}^2$ alors que le réservoir lui-même couvre environ $0,26 \text{ km}^2$. Notons que le réservoir de Manly est artificiel et fermé par un barrage à son extrémité sud-est. Six affluents permanents alimentent le réservoir. Durant les forts événements de pluie, le ruissellement est également une source importante d'apport d'eau. Approximativement 56 % du bassin versant est couvert de végétation sclérophylle sèche (végétation à feuilles coriaces, se décomposant mal). L'usage des terres au sein du bassin versant inclut également un terrain de golf et des zones résidentielles.

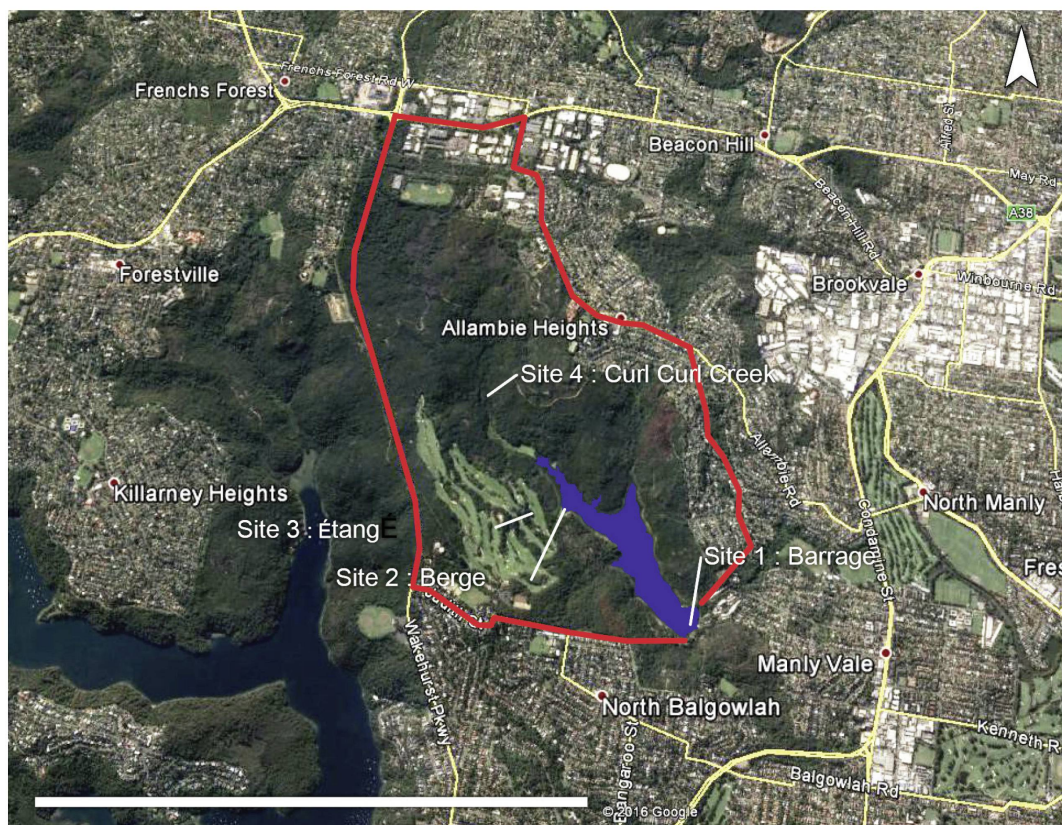


Fig. 1 : Image satellite du site d'étude (tirée de Google Earth). 4 sites ont été échantillonnés et sont représentés sur l'image. La forme bleue foncée représente le réservoir. Notons que la partie vert clair à l'extrémité nord-ouest fait également partie du réservoir, mais elle est couverte de macrophytes. La ligne rouge représente approximativement le bassin versant, défini à l'aide de la position des routes principales (nous n'avons pas de courbes de niveau précises à notre disposition). Barre d'échelle : 3 km.

Le site 1 est situé juste à côté du barrage fermant le réservoir. Il s'agit du plus profond de nos 4 sites (12 m). Une autre particularité est la présence d'une hélice devant prévenir la stratification de la masse d'eau et le développement intempestif d'algues. Notons que l'hélice n'était pas en fonction lors de notre échantillonnage.

Le site 2 est situé sur la rive ouest du lac. Il est à côté d'un marécage artificiel qui a été créé afin de retenir les nutriments arrivant depuis le terrain de golf. L'eau est peu profonde et des macrophytes (plantes multicellulaires visibles à l'œil nu) attachés au fond du lac s'y développent.

Le site 3 est un étang dans le terrain de golf. Il est utilisé pour l'irrigation du terrain et reçoit beaucoup de nutriments du fait du ruissellement sur le terrain. Notons que les gestionnaires du terrain utilisent en ce moment des fertilisants azotés tandis qu'il y a quelques années, ils utilisaient des fertilisants phosphatés, avant qu'une étude ne révèle que les quantités de phosphore dans le sol étaient suffisantes pour des années.

Le site 4 est Curl Curl Creek. Il s'agit d'un ruisseau alimentant le lac à son extrémité nord-ouest. De plus, c'est le seul écosystème lotique de notre étude. Notons que le substrat est principalement de la roche mère (pas de gravier ni de sable).

Matériel et méthode

Méthode de terrain

L'échantillonnage a eu lieu le 30 mars 2017 par conditions orageuses. Nous avons mesuré: *a*) le pH des sites 1, 2 et 3 (tous les mètres sur un profil vertical dans le site 1); *b*) la conductivité électrique aux sites 1 (tous les mètres), 2 et 3; *c*) la concentration absolue en oxygène (DO_2 [mg/l]) aux sites 2, 3 et 4 et la concentration relative en oxygène (DO_2 %_{sat}) aux sites 1 (tous les mètres), 2 et 3; *d*) la température dans tous les sites (chaque mètre au site 1).

Le même jour, nous avons mesuré la transparence grâce à trois méthodes, soit: *a*) un disque de Secchi (disque blanc et noir) aux sites 1 et 2, *b*) un disque noir aux sites 2 et 4; *c*) un tube à transparence aux sites 2 et 4.

Nous avons filtré 1 L d'eau avec un filtre GFC pour une analyse quantitative de la concentration en chlorophylle α . Nous avons gardé 100 mL d'eau filtrée par site pour une analyse chimique quantitative des concen-

trations en nutriments principaux. Trois réplicats ont été faits pour chaque site.

Dans chaque site, du phytoplancton a été collecté grâce à un filet à phytoplancton. Les échantillons ont ensuite été placés dans des conteneurs de 500 mL et du lugol a été ajouté pour une analyse quantitative de la concentration en mycrocystis. Trois réplicats ont été faits par site.

Nous avons également placé du phytoplancton dans d'autres récipients qui ont immédiatement été réfrigérés pour analyse qualitative des communautés algales sur échantillon vivant. Trois réplicats ont été faits dans chaque site. Ci-après, le nombre de réplicats sera donné par la lettre N.

Sur les sites 2 et 4, nous avons collecté des macro-invertébrés grâce à un filet *kick* et par collecte manuelle. Les invertébrés ont été préservés dans des tubes à échantillons contenant de l'éthanol afin d'être identifiés ultérieurement.

Méthode de laboratoire

Les filtres GFC employés précédemment ont été utilisés pour déterminer la concentration en chlorophylle α de chaque site. Pour extraire la chlorophylle, nous avons utilisé la technique du méthanol bouillant (*boiling methanol*²). Nous avons ensuite placé l'échantillon dans un photo-spectromètre et mesuré sa densité optique à 665 et 750 μm . Puis nous avons obtenu la concentration en chlorophylle α grâce à la formule suivante :

$$\text{Chlorophylle } \alpha [\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}] = OD_{(665-750)} \cdot 13,9 \cdot \frac{1000}{V_1} \cdot V_2$$

Où $OD_{(665-750)}$ est la soustraction de la densité optique à 665 et 750 μm ., V_1 est le volume d'échantillon filtré (en mL) et V_2 est le volume de méthanol (en mL) utilisé.

Les échantillons d'eau de 100 mL (N = 3 pour chaque site) ont été analysés pour la concentration en *a*) ammonium; *b*) phosphate dissout; *c*) NO_x (soit toutes les formes d'oxydes d'azote confondues); *d*) nitrite; *e*) nitrate. La méthode d'analyse par injection de flux (*flow injection analysis*²) a été utilisée.

Le phytoplancton a été analysé qualitativement grâce à une identification des genres et des groupes présents à l'aide de microscopes optiques. Nous avons aussi donné une appréciation relative (haut, moyen, bas) de

la présence des genres identifiés. Environ 60 élèves ont travaillé sur les microscopes pendant 2 h ce qui correspond à 120 h d'observation au total. Les invertébrés ont été identifiés au niveau de la famille pour les sites 2 et 4. L'abondance relative n'a pas été donnée, seule la donnée présence/absence a été notée.

Traitement des données et analyses statistiques

Microsoft Excel 2007 a été utilisé pour l'agrégation des données. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec R 3.0.4 dans Rstudio mis à part une régression linéaire effectuée avec Gnuplot 5.0. Tous les graphes ont été créés avec Gnuplot 5.0.

Pour la concentration en chlorophylle, nous avons calculé la moyenne et l'erreur type de la moyenne grâce à des données de 2013, 2014 et 2017 ($N = 3$ pour les sites 1, 3 et 4 et $N = 2$ pour le site 2). Nous avons ensuite cherché des différences entre les sites grâce à une analyse de Kruskal (nos données ne se prêtant pas à une ANOVA) et un test de Dunn.

Pour la concentration en *Microcystis*, nous avons calculé la moyenne et l'erreur type de la moyenne et avons cherché des différences entre les sites grâce à une analyse de la variance (ANOVA) et au test *post-hoc* de Tukey.

Les résultats concernant le phytoplancton ont d'abord été nettoyés, c'est-à-dire que les groupes apparaissant sous des noms différents tels *algue verte* et *Chlorophyta* ont été agrégés et renommés avec l'un seul des deux noms. La terminaison *-phyta* (faisant référence à la nature photosynthétique des organismes) a toujours été préférée pour maximiser la cohérence (par ex. nous avons choisi *Cyanophyta* plutôt que *cyanobactéries*). Les données ont ensuite été agrégées en sommant les genres de chaque groupe.

Nous avons ensuite analysé graphiquement les données afin d'identifier de possibles corrélations entre la concentration en chlorophylle, *Microcystis* et nutriments et les autres paramètres physico-chimiques. Lorsqu'une corrélation possible était détectée, nous créons un modèle linéaire et utilisons une ANOVA pour déterminer la valeur-p et le R^2 .

Les résultats des macro-invertébrés ont été agrégés en calculant la somme des familles par site tout en y ajoutant des données de 2009, 2010, 2013, 2014 et 2016.

Résultats

Les résultats des divers relevés sont présentés dans cette section. Le lecteur sans formation scientifique s'intéressera principalement aux graphiques, le jargon statistique pouvant être quelque peu technique. Mentionnons toutefois que le but des analyses statistiques présentées est généralement de voir si les différences observées a priori sont réelles ou s'il s'agit juste d'artefacts créés par un nombre insuffisant d'échantillons. Pour se faire, on se fie à une valeur-p rendue par divers tests. La valeur-p représente la probabilité que l'observation soit un pur fruit du hasard et non pas une réalité. En sciences de la vie, le seuil critique utilisé pour décider si la mesure est fiable est de 5 % (soit 0,05). Une autre utilité des tests statistiques est de voir si deux paramètres sont corrélés et, le cas échéant (donc avec une valeur-p < 0,05), quel pourcentage de la variation est expliqué par la corrélation. Ceci est donné par la valeur R^2 .

Paramètres physico-chimiques

Divers paramètres physico-chimiques sont présentés dans le tableau 1.

Paramètre	Site 1 (Barrage)			Site 2 (Berge)	Site 3 (Étang)	Site 4 (Curl Curl Creek)
	Surface	1 m de profondeur	Fond			
Température [°C]	24,8	24,4	23,6	24,0	24,2	21,0
DO ₂ [mg/L]				4,2	7,0	8,6
DO ₂ [%sat]	90,1	83,0	52,2	52,2	83,4	
Conductivité [µS/cm]	187,0	188,0	191,9	207,3	392,5	352,0
pH	8,2	7,8	7,0	6,3	8,0	valeur manquante
Disque de Secchi [m]	1,0			0,2		
Disque noir [m]				0,2		0,2
Tube à transparence [cm]				36,7		11,0

Tabl. 1 : Température, conductivité, oxygène dissout et transparence aux quatre sites.

Un profil de divers paramètres physico-chimiques en fonction de la profondeur au site 1 est présenté en figure 2.

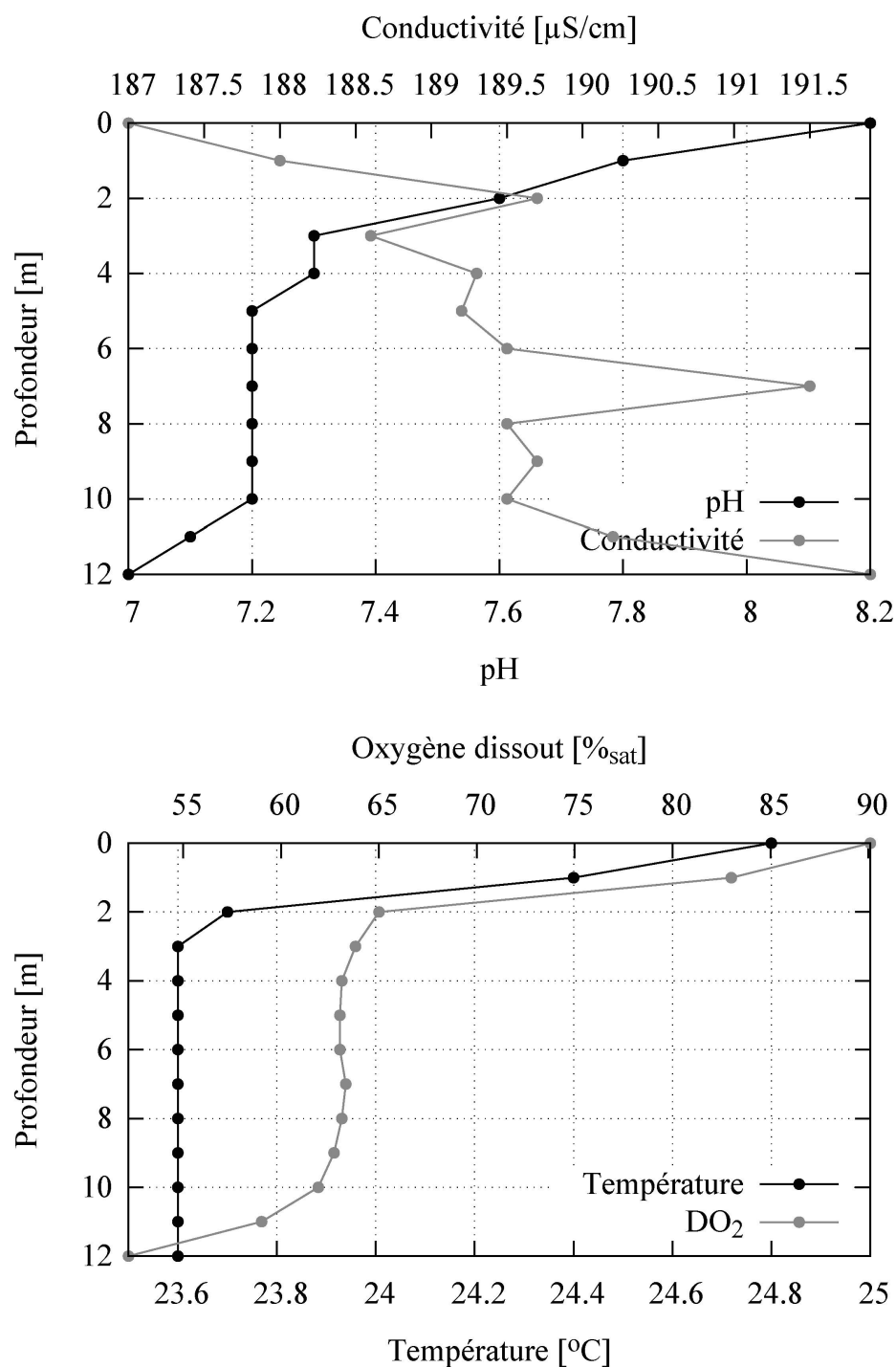


Fig. 2: Profil de diverses variables en fonction de la profondeur pour le site 1 (Barrage). Notons que les axes x et y sont échangés et que l'échelle y est inversée. À gauche: température et oxygène dissout. À droite: conductivité et pH.

Paramètres physico-chimiques en milieu lentique

Les concentrations des nutriments principaux pour chaque site sont présentées dans le tableau 2.

Nutriment	Site 1 (Barrage)	Site 2 (Berge)	Site 3 (Étang)	Site 4 (Curl Curl Creek)	Standards d'alerte
Ammonium (NH_4^+ en $\mu\text{g N/L}$)	18,82	42,83	74,67	236,82	10
Phosphate dissout (PO_4^{3-} en $\mu\text{g P/L}$)	0,92	3,1	35,72	3,84	10
NO_x ($\mu\text{g N/L}$)	12,53	232,35	169,91	1023,22	500
Nitrite (NO_2 en $\mu\text{g N/L}$)	0,00	11,52	19,94	51,54	100
Nitrate (NO_3^- en $\mu\text{g N/L}$)	12,53	220,82	149,96	971,68	400

Tabl. 2: Profil de diverses variables en fonction de la profondeur pour le site 1 (Barrage). Notons que les axes x et y sont échangés et que l'échelle y est inversée. À gauche : température et oxygène dissout. À droite : conductivité et pH.

Diversité phytoplanctonique

Un résumé de la diversité phytoplanctonique est présenté en figure 3. Un inventaire complet du phytoplancton est présenté en annexe (tableau 6).

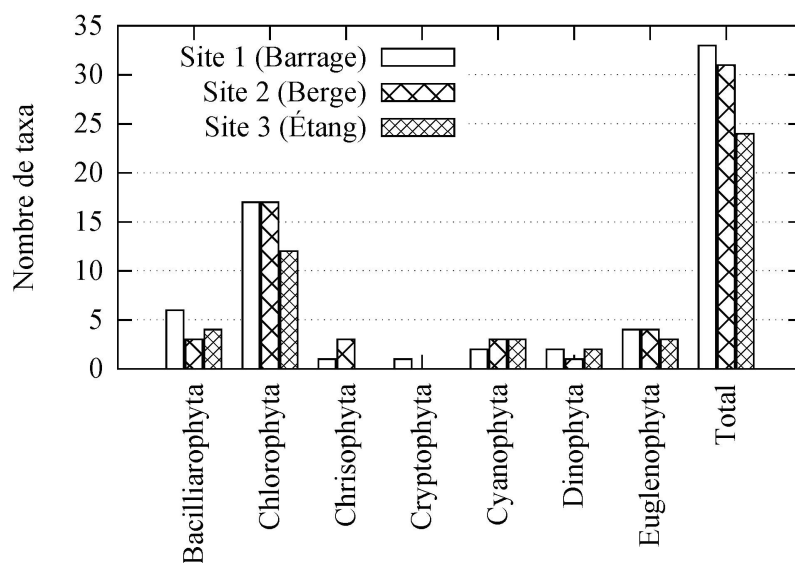


Fig. 3 : Nombre de taxons de phytoplancton par groupe dans les sites 1, 2 et 3. Le site 4 est absent du graphe, car nous n'y avons pas trouvé de phytoplancton.

Concentration en *Microcystis*

La valeur moyenne et l'erreur standard de la moyenne de la concentration en *Microcystis* sont montrées dans la figure 4.

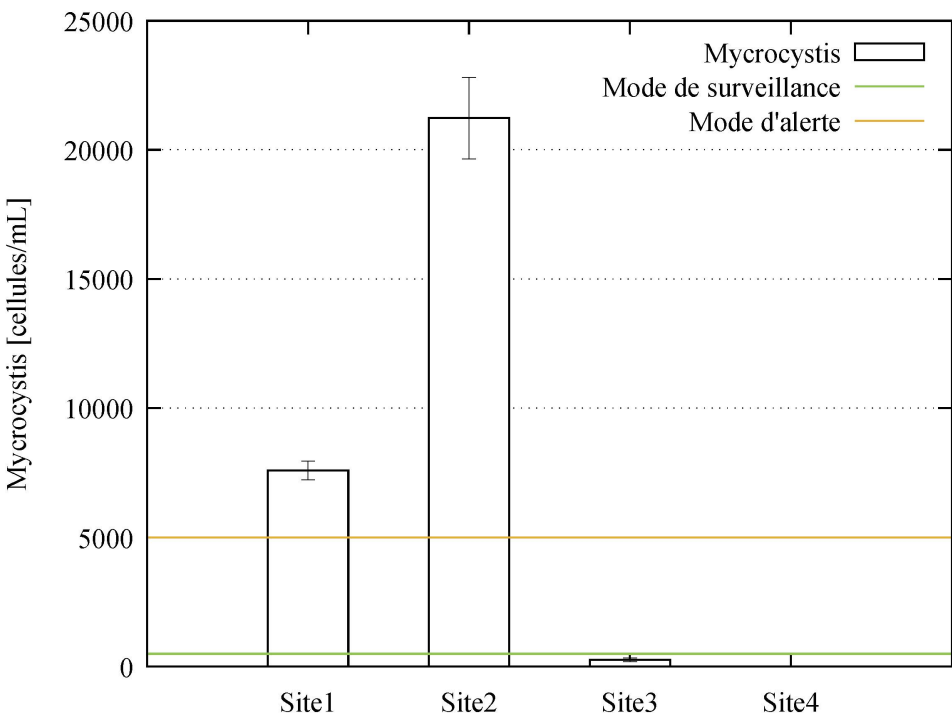


Fig. 4: Concentration de *Microcystis* dans chaque site. Les barres représentent l'erreur standard de la moyenne. Les limites inférieures du niveau vert (mode de surveillance) et orange (mode d'alerte) sont indiquées. Notons que le niveau rouge (mode d'action) est fixé à 50 000 cellules par millilitres.

Comparaison	Z	Valeur R (non ajustée)	Valeur R (ajustée)
Site 1 – site 2	-1,03	0,30	0,30
Site 1 – site 3	1,03	0,30	0,37
Site 2 – site 3	2,05	0,04	0,08
Site 1 – site 4	2,05	0,04	0,12
Site 2 – site 4	3,08	< 0,01	0,01
Site 3 – site 4	1,03	0,30	0,46

Tabl. 3 : Test de Dunn sur les données de *Microcystis*. Rouge : significatif.

Les données de concentration en *Microcystis* n'étaient pas adaptées à une ANOVA (test de normalité de Shapiro-Wilk: $W = 0,81$, valeur- $p = 0,01$. Test de Bartlett: $K^2 = \infty$, $df = 3$, valeur- $p < 10^{-15}$). Nous avons donc procédé à un test de Kruskal. Le test de Kruskal a montré des différences significatives dans les concentrations de *Microcystis* entre les sites $\chi^2 = 10,53$, $df = 3$, valeur- $p = 0,01$). Comme les données n'étaient pas adaptées au test *post-hoc* de Tukey, nous avons effectué un test de Dunn. Les résultats sont présentés dans le tableau 3.

Concentration en chlorophylle

La valeur moyenne en chlorophylle ainsi que l'erreur standard pour chaque site sont montrées en figure 5.

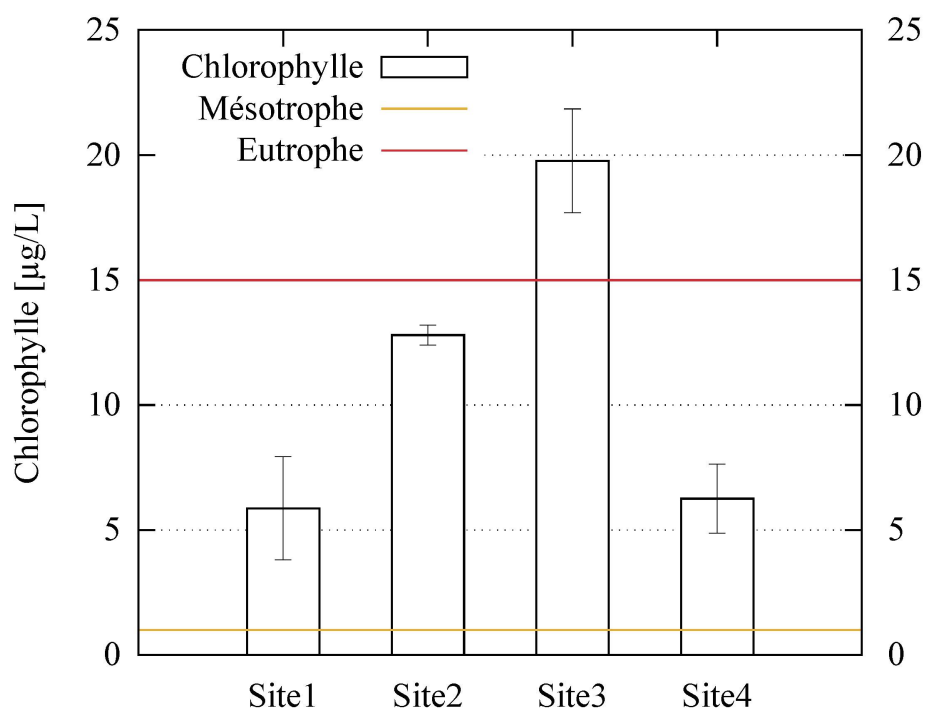


Fig. 5: Concentration en chlorophylle pour chaque site, les barres représentant l'erreur standard. Les limites inférieures de l'état mésotrophe et eutrophe sont indiquées.

Les données sur la concentration en chlorophylle étaient adaptées à une ANOVA (Test de normalité de Shapiro-Wilk: $W = 0,97$, valeur- $p = 0,91$. Test de Bartlett: $K^2 = 2,24$, $df = 3$, valeur- $p = 0,52$). L'ANOVA a montré des différences significatives dans la concentration de chlorophylle entre les sites (R^2 ajusté = 0,80, statistique- $F = 14,16$ avec 3 et 7 degrés de liberté, valeur- $p < 0,01$). Nous avons ensuite conduit un test *post-hoc* de Tukey. Les résultats sont présentés dans le tableau 4.

Comparaison	Valeur-p (ajustée)
Site 2 – site 1	0,14
Site 3 – site 1	<0,01
Site 4 – site 1	0,1
Site 3 – site 2	0,14
Site 4 – site 2	0,17
Site 4 – site 3	< 0,01

Tabl. 4 : Test de Tukey sur les données de chlorophylle. Rouge: significatif.

Corrélations entre concentration en chlorophylle, *Microcystis*, diversité phytoplanctonique, concentration en nutriment et autres paramètres physico-chimiques

Après analyse visuelle des résultats obtenus dans les figures 3, 4, 5 et les tableaux 1 et 2, nous avons décidé d'essayer les régressions linéaires suivantes: *a)* concentration en chlorophylle en fonction de la concentration en ammonium; *b)* concentration en chlorophylle en fonction de la concentration en nitrite; *c)* diversité phytoplanctonique en fonction de la concentration en ammonium; *d)* diversité phytoplanctonique en fonction de la concentration en nitrite; *e)* concentration en chlorophylle en fonction de la diversité phytoplanctonique. Les résultats des ANOVA sont présentés dans le tableau 5.

Modèle	R ² ajusté	valeur-p
Concentration en chlorophylle – ammonium	0,99	0,05
Concentration en chlorophylle – nitrite	0,98	0,06
Diversité du phytoplancton – ammonium	0,89	0,15
Diversité du phytoplancton – nitrite	0,6968	0,25
Concentration en chlorophylle – diversité du phytoplancton	0,81	0,2

Tabl. 5 : Résultats des ANOVA pour nos quatre modèles.

Pour le modèle chlorophylle–ammonium, nous avons décidé de poursuivre l'analyse de manière plus détaillée, car la valeur-p était presque significative. L'ANOVA en R (ne prenant pas en compte l'erreur standard sur la concentration en chlorophylle) a retourné $f(x) = 0,25x + 1,57$ (R^2 ajusté = 0,9874, statistique-F = 158 sur 1 et 1 degrés de liberté, valeur-p = 0,05054). L'analyse Gnuplot (prenant en compte l'erreur standard sur la concentration en chlorophylle) a retourné $f(x) = 0,24x + 2,2597$. Notons que les autres statistiques, telle la valeur-p, ne sont malheureusement pas implémentées dans Gnuplot. Les deux régressions linéaires sont représentées dans la figure 6.

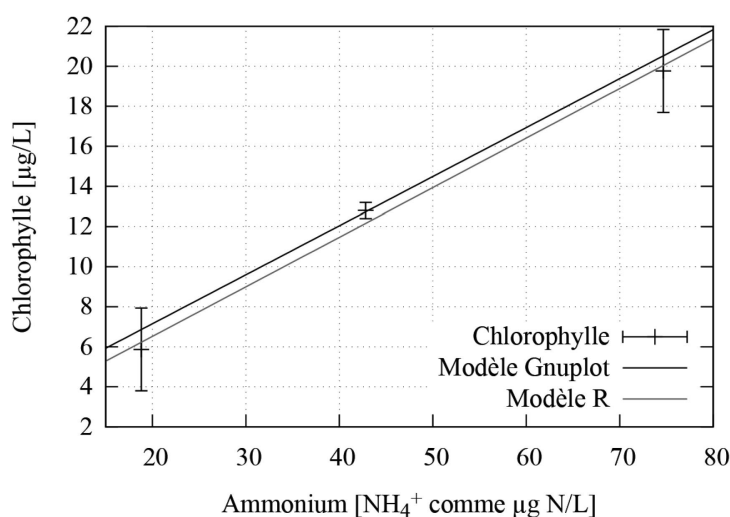


Fig. 6:
Concentration de chlorophylle en fonction de la concentration en ammonium. Deux modèles linéaires calculés avec différents logiciels sont présentés.

Diversité en macro-invertébrés

Une série temporelle de la diversité en macro-invertébrés est présentée dans la figure 7. Pour une liste plus détaillée, voir le tableau 7 en annexe.

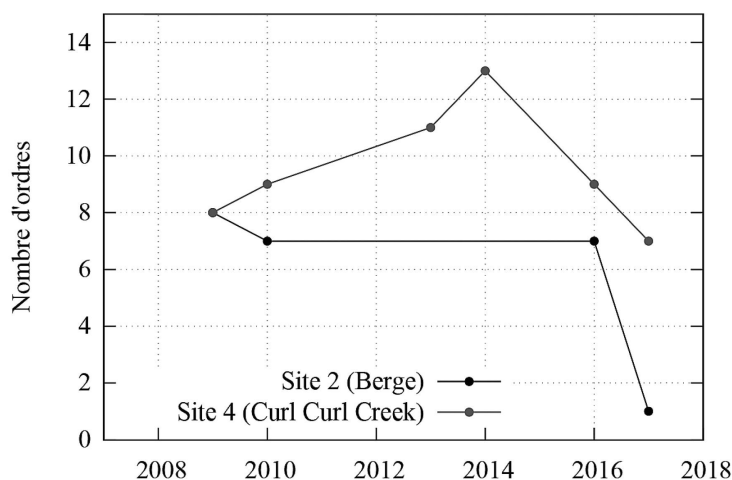


Fig. 7:
Nombre d'ordres de macro-invertébrés dans les sites 2 et 4.

Discussion

La température de l'eau entre les sites est similaire excepté pour le site 4 qui est au moins 3 °C plus froid que n'importe quel autre site (tableau 1). Cela est probablement dû au peu de profondeur de l'eau (ne fournissant que peu d'inertie thermique) et à sa nature lotique: l'eau ne stagnait pas, le soleil ne peut pas la réchauffer. Un mécanisme d'ombrage par la végétation riveraine est également possible.

Le site 4 semble également avoir un haut taux de saturation en oxygène ($8,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), toutefois, les comparaisons sont difficiles, car il nous manque la valeur absolue de la saturation en oxygène pour le site 1 et la valeur relative pour le site 4 (tableau 1). La nature lotique du site 4 pourrait également en être responsable. Plus de turbulences aident à dissoudre l'oxygène et une température plus basse augmente la solubilité de l'oxygène. Le site 2 a une très basse concentration en oxygène, sous les valeurs recommandées par les normes ANZECC³. Les sites 1 et 3 ont des niveaux en oxygène normaux d'après les normes ANZECC. Cependant, une unique mesure ne garantit pas d'être en présence d'un écosystème lentique en bonne santé; en effet, sous conditions eutrophes, un écosystème aquatique peut avoir un très haut taux de saturation en oxygène durant le jour (à cause de la photosynthèse oxygénique, autrement dit de l'oxygène relâché par les algues) et très bas durant la nuit (à cause de la respiration oxygénique, qui est également une partie du métabolisme desdites algues, mais qui n'est pas contrebalancée par la photosynthèse durant la nuit). Un schéma d'échantillonnage plus réaliste devrait prendre cela en compte.

Les sites 3 et 4 ont une conductivité plus haute que les sites 1 et 2 (tableau 1). La plus haute conductivité au site 3 est liée à l'utilisation de fertilisants (Butler et coll., 2000). Au site 4 (et peut-être également au site 3), nous percevons probablement l'effet du lessivage dû au fort événement de pluie qui a eu lieu pendant notre relevé.

Les sites 1 et 3 sont plutôt alcalins (pH de 8,2 et 8,0 respectivement). Le haut pH du site 3 est lié à l'utilisation de fertilisants (Pond, 2010). Le site 2 en revanche est légèrement acide (pH de 6,3). Une étude plus poussée serait nécessaire pour trouver la cause de cette acidité, mais cela pourrait être lié de manière indirecte à la flore présente.

En ce qui concerne la turbidité, les données sont manquantes pour le site 3. Le site 1 a l'eau la plus claire tandis que les sites 2 et 4 ont une valeur de turbidité équivalente. Le site 4 est un écosystème lotique et donc une entrée de sédiments dans le réservoir. Le site 2 se trouve proche

de la berge et beaucoup de sédiments sont directement délavés en son sein durant les forts événements de pluie. Le site 1 est à côté du barrage, à équidistance et relativement éloigné des deux berges et peut donc ne pas être affecté par l'entrée rapide de sédiments à la rive durant les forts événements pluvieux.

Le profil en fonction de la profondeur au site 1 est peu commun. Nous nous attendions à un graphique classique avec une couche de mélange en surface (épilimnion), un changement rapide après quelques mètres (thermocline) et une autre masse d'eau stable au fond (hypolimnion). Au lieu de cela, nous avons un changement rapide de température, oxygène dissout, pH et salinité dans les 3-4 premiers mètres ; puis les valeurs semblent assez stables avant de changer à nouveau vers 10 mètres de profondeur.

La concentration en dioxygène dissout pourrait être expliquée par la photosynthèse oxygénique et la respiration oxygénique. La zone photique (zone où la lumière pénètre, de l'ordre de 1 à 2 m d'après les mesures du disque de Secchi et de dioxygène dissout) héberge la photosynthèse oxygénique et de l'oxygène est donc produit. De 2 m à 10 m de profondeur, les phénomènes de respiration et de photosynthèse oxygéniques sont probablement moins importants. En revanche, à partir de 10 m et jusqu'au fond (12 m), on a un gradient de matière organique dissoute et en suspension lié à la présence des sédiments. Cette matière organique est décomposée par respiration oxygénique, ce qui consomme l'oxygène.

Le pH et la conductivité pourraient être régulés par les conditions redox au travers de la concentration en oxygène dissout. Le pH en surface peut aussi être influencé par des polluants alcalins (comme les produits de lessive et autres savons) relâchés par les déversoirs d'orage durant les pluies. Notons de plus que le changement de conductivité n'est que d'environ 2,5 %, même si l'échelle du graphique semble exagérer cette différence (figure 2).

Toutefois, pour avoir plus de certitudes quant à ce qui se passe réellement le long de ce profil de profondeur, plus de données sont requises. Elles devraient être collectées selon un schéma d'échantillonnage temporel et événementiel (*time driven fashion* et *event driven fashion*), c'est-à-dire que nous avons besoin de données à différentes saisons et par conditions météorologiques différentes.

En ce qui concerne les nutriments, tous les sites sont bien au-dessus des standards d'alerte ANZECC, de 2 à 24 fois (tableau 2), le site 4 étant le

plus contaminé, le site 1 le moins contaminé et les sites 2 et 3 entre les deux. Cela suggère que l'apport principal en ammonium dans le réservoir de Manly est le site 4 et que les nutriments sont ensuite dilués et dégradés au site 2 puis au site 1. Le terrain de baseball au nord-ouest du réservoir ainsi que la zone résidentielle devraient être analysés en tant que potentielles sources de contamination de Curl Curl Creek. Le terrain de baseball devrait être relativement facile à étudier et est à notre avis la source la plus probable. De plus, Coulter et Williams (2001) ont déjà démontré l'inefficacité des marais artificiels qui ont été créés afin de stopper la libération de nutriments depuis ce site en particulier. Le site 3 n'est plus la préoccupation principale par rapport à la contamination en ammonium bien que la concentration dans ce site soit toujours 8 fois supérieure aux normes. Notons que le terrain de golf était précédemment fertilisé avec un engrais azoté, mais que l'épandage a été arrêté il y a quelques années. Le sol est en revanche toujours saturé et va le rester pour des années.

Seul le site 4 est au-dessus des normes pour les autres formes d'azote (nitrate et azote total, ou NO_x). Les sources potentielles ont déjà été discutées.

Le phosphate présente une distribution totalement différente. Seul le site 3 est au-dessus des normes, environ 3,5 fois. En effet, après avoir arrêté l'usage de fertilisants azotés, les gérants du terrain de golf ont commencé à employer des engrais phosphatés, ce qui explique cette contamination. Cependant, il semble que la contamination n'atteigne pas le réservoir de Manly. Des marais ont été créés entre le terrain de golf et le réservoir. L'absorption de nutriments par les plantes ainsi que leur capacité à retenir les sédiments (Howel et coll., 1998) semblent pouvoir contenir la contamination. Néanmoins, cet effet ne peut être maintenu qu'avec une gestion précautionneuse incluant un retrait régulier de matière organique végétale.

Finalement, notons que les échantillons d'eau ont été récoltés durant une forte pluie, ce qui implique un dévalement des nutriments depuis les zones adjacentes. Lay et Forest (2001) ont trouvé une forte variation dans les concentrations en nutriments dans l'étang du terrain de golf en fonction des conditions météorologiques.

Nous pouvons affirmer que le site 3 (qui peut être classé comme eutrophe) a une concentration en chlorophylle significativement plus haute que les sites 1 et 4 (tableau 4). Les autres comparaisons ne sont pas statistiquement significatives. Cela est probablement dû à la haute erreur standard, ce qui reflète la variabilité annuelle de la chlorophylle.

Probablement qu'avec plus de données, nous aurions trouvé plus de différences significatives comme le suggère la figure 5. La concentration en chlorophylle semble être corrélée à la concentration en nutriments, en particulier l'ammonium pour lequel un modèle linéaire permet d'expliquer 99 % de la variation dans le taux de chlorophylle. Toutefois, la valeur-*p* est de 0,05 et donc non significative. Il est probable qu'avec un point de plus, le modèle deviendrait significatif.

La concentration en phosphate semble être moins bien corrélée avec le contenu en chlorophylle. Cela signifie soit que l'azote est le facteur limitant de la croissance algale, soit que les algues génèrent de l'ammonium. Les cyanobactéries ont en effet la capacité de fixer l'azote atmosphérique. Readford et coll. (2000) ont suggéré que le facteur limitant pour l'étang du terrain de golf était plutôt le nitrate.

La diversité phytoplanctonique varie entre les sites, le site 3 ayant la plus basse diversité. Cela pourrait être corrélé aux nutriments et à la nature eutrophe du site 3, mais nos modèles n'étaient pas significatifs (tableau 5). Plus de données seraient à nouveau requises. La constatation la plus frappante est que le site 3 a une diversité réduite de chlorophytes (ou algues vertes) qui pourraient ne pas être capables de rivaliser avec d'autres groupes, comme les cyanobactéries, en conditions eutrophes.

La concentration en *Microcystis* était significativement plus élevée au site 2 par rapport au site 4. Les valeurs-*p* non ajustées suggèrent que des différences pourraient exister entre *a*) les sites 2 et 3 et *b*) les sites 1 et 4. Notons que le test de Dunn utilisé pour cette analyse est parfois critiqué comme étant trop conservateur, ce qui est également notre opinion au vu de la figure 4. Si nous pouvions obtenir des données respectant les conditions de l'ANOVA et des tests *post-hoc* de Tukey, nous trouverions probablement plus de différences significatives.

En regardant les tableaux 1, 2, 3 et la figure 5, nous ne trouvons aucune explication satisfaisante pour le mécanisme engendrant le très haut taux de *Microcystis* au site 2. Nous suggérons que d'autres paramètres physico-chimiques, comme la présence de métaux lourds toxiques pour d'autres genres d'algues et perturbant l'équilibre des communautés algales, pourraient être responsables.

La diversité en invertébrés est plus grande au site 4 qu'au site 2 (figure 7). Cela est vraisemblablement dû à la nature différente des deux sites. Le site 4 est un écosystème lotique, ce qui signifie un plus haut taux d'oxygène dissout, ce qui est un facteur critique pour les invertébrés. De plus, au site 2, qui est un écosystème lentique, les invertébrés filtreurs

pourraient avoir de la peine à se nourrir étant donné qu'un flux permanent d'eau n'est pas présent. Une analyse plus détaillée au niveau du genre serait nécessaire pour confirmer cette hypothèse. La différence entre les sites 2 et 4 serait vraisemblablement encore plus grande si le site 4 avait un substrat approprié, c'est-à-dire du gravier au lieu de la roche nue.

L'effondrement de la diversité des populations entre 2016 et 2017 a pu être causé par une rapide et forte pollution. Malheureusement, nous n'avons pas les données d'années précédentes pour comparaison.

Nou et Fong (2001) suggèrent que la concentration en ammonium contrôle la diversité des invertébrés des ruisseaux du bassin versant du réservoir de Manly. À bas pH, l'ammonium peut se dissocier et devenir toxique. Le site 2 est le site avec le plus bas pH, donc nous devrions davantage investiguer cette piste. D'autres pollutions, telle la salinité de l'eau (Kefford et coll., 2011; les sites 2 et 4 ont tous deux une très haute conductivité) ou les métaux lourds, sont aussi envisageables. Elith et Garwood (2001) ont trouvé qu'en 2001, la concentration en métaux lourds dans les sédiments fins du bassin versant du réservoir de Manly était relativement basse. Toutefois, cela pourrait avoir changé. Une nouvelle étude serait bienvenue.

Conclusion

Nous avons vu que les sites d'études étaient différents de par leur nature physico-chimique et les communautés biologiques qu'ils abritent. Le site 3 est le plus pollué au phosphate et est en dessus des valeurs ANZECC recommandées pour l'ammonium. C'est un environnement eutrophe avec une diversité plus faible que les autres sites. Le site 4 est responsable pour la pollution à l'ammonium du réservoir et est très différent des autres sites de par sa nature lotique. Le site 2 a une haute concentration en *Microcystis*, mais nous n'avons pas été capables de trouver une explication satisfaisante. Le site 1 devrait être sous surveillance en ce qui concerne la concentration en *Microcystis* mais autrement, les paramètres physico-chimiques ainsi que la concentration en chlorophylle semblent raisonnables. Le profil de la profondeur était quelque peu intrigant et plus d'analyses seraient nécessaires.

Limitations

Cette étude a été réalisée durant un cours de bachelor. Son but était de donner aux élèves un aperçu des divers facteurs influençant un écosystème aquatique plus que de produire une étude fiable pour la prise de décision. L'étude complète était basée sur seulement un jour d'échantillonnage, par forte pluie. Plus de données, suivant un schéma d'échantillonnage temporel et événementiel, seraient nécessaires pour produire des résultats fiables. Le nombre de sites échantillonnés pourrait également être insuffisant pour différencier les relations spatiales des paramètres physico-chimiques, c'est-à-dire pour comprendre d'où viennent précisément les contaminations. Le manque de données induit des résultats peu significatifs, alors que nous aurions pu établir des relations avec un vrai jeu de données. Le fait que les données aient été collectées par des étudiants inexpérimentés pourrait également avoir causé des imprécisions qui conduisent à une variance excessive dans les données. La détermination des invertébrés a aussi été conduite à un haut rang taxinomique. Pour le *biomonitoring*, l'identification est typiquement réalisée au niveau du genre, ce qui donne plus de renseignements sur la qualité de l'eau.

Annexes

Des données additionnelles sont présentées ci-dessous. Celles-ci incluent le tableau 6 présentant le détail du phytoplancton présent et le tableau 7 présentant le détail des invertébrés présents.

Groupe	Genre	Site (Barrage) ¹	Site (Berge) ²	Site (Étang) ³
Bacilliarophyta	<i>Aulacosiera</i>	B		M
Bacilliarophyta	<i>Cyclotella</i>	B	M	
Bacilliarophyta	<i>Fragilaria</i>	B	M	B
Bacilliarophyta	<i>Gomphonema</i>	B	B	B
Bacilliarophyta	<i>Melosira</i>	B		
Bacilliarophyta	<i>Navicula</i>	B		B
Chlorophyta	<i>Ankistrodesmus</i>	B		
Chlorophyta	<i>Botryococcus</i>	B		M
Chlorophyta	<i>Closterium</i>	B	M	B
Chlorophyta	<i>Cosmarium</i>	B	B	
Chlorophyta	<i>Crucigena</i>		M	
Chlorophyta	<i>Elakacothrix</i>	B		
Chlorophyta	<i>Gonium</i>		B	M
Chlorophyta	<i>Gymnodinium</i>		B	
Chlorophyta	<i>Hyalotheca</i>	B	M	B
Chlorophyta	<i>Microspora</i>	B	B	
Chlorophyta	<i>Mougeotia</i>	B	B	B
Chlorophyta	<i>Oedogonium</i>	B	B	B
Chlorophyta	<i>Oocystis</i>	M	B	
Chlorophyta	<i>Pediastrum</i>	B	B	
Chlorophyta	<i>Pseudosphaerocystis</i>	B	M	
Chlorophyta	<i>Scendesmus</i>	B		B
Chlorophyta	<i>Spirogyra</i>	B	M	H

Paramètres physico-chimiques en milieu lentique

Groupe	Genre	Site (Barrage) ¹	Site (Berge) ²	Site (Étang) ³
Chlorophyta	<i>Staurostrum</i>	M		B
Chlorophyta	<i>Staurodesmus</i>			B
Chlorophyta	<i>Stigeolonium</i>		M	
Chlorophyta	<i>Straustrum</i>	B	B	B
Chlorophyta	<i>Strombomonas</i>	B		
Chlorophyta	<i>Tripoceras</i>		B	
Chlorophyta	<i>Zygnema</i>		M	B
Chrisophyta	<i>Dinobryon</i>		M	
Chrisophyta	<i>Mallomonas</i>		B	
Chrisophyta	<i>Synura</i>	B	M	
Cryptophyta	<i>Cryptomonas</i>	B		
Cyanophyta	<i>Anabaena</i>		B	B
Cyanophyta	<i>Microcystis</i>	H	M	B
Cyanophyta	<i>Oscillatoria</i>	B	B	M
Dinophyta	<i>Ceratium</i>	M		B
Dinophyta	<i>Perdinium</i>	M	H	B
Euglenophyta	<i>Chlamydomonas</i>	B	M	B
Euglenophyta	<i>Euglena</i>	B	M	M
Euglenophyta	<i>Phacus</i>	B	M	
Euglenophyta	<i>Trachelamonas</i>	B	M	H

Tabl. 6 : Présence/absence de phytoplancton. L'abondance relative est donnée. H : haute ; M : moyenne ; B : basse ; aucune lettre : absent. Notons que le site 4 est absent du tableau, car aucune algue n'y a été trouvée.

	2009		2010		2013	2014	2016		2017	
Ordre	Site 2	Site 4	Site 2	Site 4	Site 4	Site 4	Site 2	Site 4	Site 2	Site 4
Acarina	P	P	P	P			P			
Coleoptera		P		P	P	P		P		
Decapoda	P	P	P	P	P	P	P	P	P	P
Diptera	P	P	P	P	P	P	P	P		P
Ephemeroptera	P			P	P	P	P	P		
Euhiruidinea						P		P		
Hemiptera		P	P	P	P	P	P	P		P
Lepidoptera										
Mecoptera					P					
Megaloptera						P				
Mollusca	P	P	P	P	P	P	P			P
Neuroptera					P	P				
Odonata	P	P	P	P	P	P	P	P		P
Oligochaeta	P	P		P	P	P				P
Plecoptera						P		P		P
Tricoptera	P		P		P	P		P		
Total	8	8	7	9	11	13	7	9	1	7

Tabl. 7: Présence/absence des ordres de macro-invertébrés. P : présent ; vide : absent.

Remerciements

Je tiens à remercier l'université de Neuchâtel et l'université de technologie de Sydney (UTS) qui m'ont permis de réaliser mon séjour en Australie. Je remercie également les responsables du cours d'écologie aquatique à l'UTS, Simon Mitrovic, Peter Jones et Brad Murray, ainsi que les étudiants ayant pris part aux mesures sur le terrain. Je remercie mes relecteurs, Théodore Hafen et Gilles Felber.

Nicolas Roeschli a effectué sa maturité gymnasiale au lycée cantonal de Porrentruy en option spécifique biochimie et option complémentaire informatique. Il a ensuite entrepris un bachelor en systèmes naturels option biologie à l'université de Neuchâtel et a effectué le dernier semestre de celui-ci en échange à l'université de technologie de Sydney en suivant les cours du bachelor en biologie environnementale. Il poursuit actuellement ses études avec un master en biogéosciences, donné conjointement par les universités de Neuchâtel et de Lausanne.

RÉFÉRENCES

- Barroin G., 2004. On en parle encore — À propos de l'article « Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatique » par Guy Barroin. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA* 52, 109-112.
- Barroin G., 2003. « Phosphore, azote et prolifération des végétaux aquatiques ». *Le Courrier de l'environnement de l'INRA* 48, 13-25.
- Buson C., 2012. « Retour écologique sur la question des nitrates ». *Recursos rural*, vol. 1, p. 39-49.
- Butler M., Murray C., Johnson R., Farrugia D., 2000. « Analysis of nutrients from stored and runoff water on the Wakehurst Golf Course ». *UTS Freshwater Ecology Report of 2000*.
- Cantin A., 2009. Abaissement artificiel de la thermocline d'un lac : effets sur le plancton.
- Cantin A., Beisner, B. E., Gunn, J. M., Prairie, Y. T., Winter, J. G., 2011. « Effects of thermocline deepening on lake plankton communities ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68, 260-276.
- Coulter J., Williams M., 2001. « The Efficiency of the Artificial Wetlands Surrounding Manly Dam ». *UTS Freshwater Ecology Report of 2001*.
- Craig N., 2016. *Impacts of dissolved organic carbon on productivity of fish and benthic macroinvertebrates in north temperate lakes*. Thèse non publiée, université McGill, Montréal.
- Davis J. R., Koop K., 2006. « Eutrophication in Australian rivers, reservoirs and estuaries – a southern hemisphere perspective on the science and its implications ». *Hydrobiologia* 559, 23-76.

- Davis T. W., Berry D. L., Boyer G. L., Gobler C. J., 2009. « The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of *Microcystis* during cyanobacteria blooms ». *Harmful Algae* 8, 715-725.
- Elith M., Garwood S., 2001. « Investigation into the levels of heavy metals within Manly Dam Catchment ». *UTS Freshwater Ecology Report of 2001*.
- Havens K. E., Philips E. J., Cichra M. F., Li, B., 1998. « Light availability as a possible regulator of cyanobacteria species composition in a shallow subtropical lake ». *Freshwater Biology* 39, 547-556.
- Hotto A. M., Satchwell M. F., Berry D. L., Gobler C. J., Boyer G. L., 2008. « Spatial and temporal diversity of microcystins and microcystin-producing genotypes in Oneida Lake, NY ». *Harmful Algae* 7, 671-681.
- Howell J., Benson D., McDougall L., 1994. « Developing a strategy for rehabilitating riparian vegetation of the Hawkesbury-Nepean River, Sydney, Australia ». *Pacific Conservation Biology* 1, 257-271.
- Kefford B. J., Marchant R., Schäfer R. B., Metzeling, L., Dunlop, J.E., Choy, S.C., Goonan, P., 2011. « The definition of species richness used by species sensitivity distributions approximates observed effects of salinity on stream macroinvertebrates ». *Environmental Pollution* 159, 302-310.
- Konopka A., Brock T. D., 1978. « Effect of temperature on blue-green algae (cyanobacteria) in Lake Mendota ». *Applied and Environmental Microbiology* 36, 572-576.
- Lay D., Forrest J., 2001. « Nutrient analysis of run-off from the Wakehurst Golf Course into Manly Dam ». *UTS Freshwater Ecology Report of 2001*.
- Mercier-Blais S., 2014. *Effets d'un abaissement artificiel de la thermocline d'un lac sur les dynamiques physiques et les transformations de carbone*. Travail de mémoire non publié réalisé dans le cadre du projet TIMEX. Université du Québec, Montréal, 72 p.
- Nou T., Fong M., 2001. « The diversity of benthic macroinvertebrates within the creeks of the Manly Dam catchment ». *UTS Freshwater Ecology Report of 2000*.
- Pond G. J., 2010. « Patterns of Ephemeroptera taxa loss in Appalachian headwater streams (Kentucky, USA) ». *Hydrobiologia* 641, 185-201.
- Readford K., Harris S., Tang C., 2000. « Algal Bioassays using water collected from Manly Dam catchment ». *UTS Freshwater Ecology Report of 2000*.
- Ye W., Liu X., Tan J., Li D., Yang H., 2009. « Diversity and dynamics of microcystin — Producing cyanobacteria in China's third largest lake, Lake Taihu ». *Harmful Algae* 8, 637-644.

NOTES

¹ Nicolas Roeschli, School of Environment, UTS, Broadway, NSW 2007, Australia, nicolas.roschli@unine.ch

² Document fourni durant le cours d'écologie aquatique « Laboratory manual, Limnochemistry, Algology, Macroinvertebrates and Microinvertebrates » qui décrit en détail les méthodes.

³ Document créé par les gouvernements d'Australie et de Nouvelle-Zélande, nommé « ANZECC, 2000. National Water Quality Management Strategy Paper No. 4. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality Volume 1 — The Guidelines ». Il décrit les critères à respecter pour la qualité des eaux et est disponible en ligne.