



# Création d'un indicateur de la qualité de l'habitat du touladi au Québec

ENSEMBLE    
*on fait avancer le Québec*

Québec 

Rédaction : Julie Deschênes<sup>1</sup>  
Martin Arvisais<sup>2</sup>  
Isabel Thibault<sup>2</sup>  
Henri Fournier<sup>1</sup>

Révision : Michel Legault<sup>2</sup>  
Daniel Nadeau<sup>3</sup>  
Stéphanie Gagné<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Direction de la gestion de la faune de l'Outaouais  
Direction générale du secteur sud-ouest  
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs  
16, impasse de la Gare-Talon  
Gatineau (Québec) J8T 0B1

<sup>2</sup>Direction de l'expertise sur la faune aquatique  
Direction générale de la gestion de la faune et des habitats  
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs  
880, chemin Sainte-Foy, 2<sup>e</sup> étage  
Québec (Québec) G1S 4X4

<sup>3</sup>Direction de la gestion de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue  
Direction générale du secteur nord-ouest  
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs  
70, avenue Québec  
Rouyn-Noranda (Québec) J9X 6R1

*Référence à citer :*

---

DESCHÊNES, J., M. ARVISAIS, I. THIBAUT et H. FOURNIER (2017). *Création d'un indicateur de la qualité de l'habitat du touladi au Québec*, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale de la gestion de la faune et des habitats, Direction de l'expertise sur la faune aquatique, Québec, 25 p.

---

Cette publication est accessible au [mffp.gouv.qc.ca/publications](http://mffp.gouv.qc.ca/publications).

© Gouvernement du Québec  
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs  
Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2017  
ISBN (PDF) : 978-2-550-80177-1

## TABLE DES MATIÈRES

1. Introduction .....	1
2. Habitat du touladi .....	2
2.1 Définition de l'habitat du touladi .....	2
2.2 Facteurs de perturbation de la qualité de l'habitat du touladi .....	3
2.3 Détermination de la concentration moyenne d'oxygène dissous dans l'hypolimnion.....	5
3. Création d'un outil de diagnostic de l'habitat du touladi pour le Québec .....	7
3.1 Calculs de la concentration d'oxygène pondérée.....	7
3.2 Relation entre l'OHME et l'OHPV .....	9
3.3 Correction de l'OHME pour la proportion de la colonne d'eau échantillonnée	10
3.4 Correction de l'OHME pour la date d'échantillonnage.....	14
4. Interprétation des résultats .....	20
4.1 Précautions à prendre concernant les facteurs de correction.....	20
4.2 Diagnostic de la qualité de l'habitat du touladi .....	21
5. Conclusion .....	22
Références bibliographiques .....	23
Annexe 1 .....	25

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Capacité de réponse énergétique des touladis adultes et des juvéniles selon la concentration moyenne pondérée d'oxygène dissous dans l'hypolimnion et la température de l'eau (figure tirée d'Evans 2007). .....	2
Figure 2. Concentration d'oxygène (mg/L) en fonction de la profondeur (m) du lac en période de stratification thermique. ....	4
Figure 3. Méthode normalisée de détermination de la stratification thermique et de la concentration en oxygène dissous (SFA 2011). ....	6
Figure 4. Relation entre la concentration d'OHPV et celle d'OHME. ....	9
Figure 5. Relation entre la concentration d'OHPV et celle d'OHME pour des colonnes complètes (100 %) et incomplètes (90, 80, 70, 60 et 50 %). ....	11
Figure 6. Relation entre l'OHME calculé avec des profils incomplets (50, 60 et 70 % de la colonne d'eau) et celui calculé avec 100 % de la colonne d'eau. ....	13
Figure 7. Variation des valeurs d'OHME en fonction des jours juliens pour 16 plans d'eau ayant au moins deux profils d'oxygène dans une même saison. ....	15
Figure 8. Relation entre les valeurs d'OHME estimées au 15 septembre à l'aide de l'équation de régression mixte et celles observées en septembre. ....	18
Figure 9. Valeur prédite de l'OHME en fonction des jours juliens. ....	19

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Coefficients de la régression linéaire simple entre l'oxygène hypolimnique moyen estimé (OHME) et l'oxygène hypolimnique pondéré par le volume (OHPV) .....	9
Tableau 2. Résultats de la régression à mesures répétées de l'OHME pour différentes proportions de la colonne d'eau en fonction de l'OHPV pour la colonne d'eau complète, pour tous les lacs .....	10
Tableau 3. Résultats de la régression à mesures répétées de l'OHME en fonction de l'OHPV groupés par proportion de la colonne d'eau échantillonnée (C) .....	10
Tableau 4. Comparaison des pentes de la relation entre l'OHPV et l'OHME pour des colonnes d'eau complètes et incomplètes (avec la correction de Bonferroni) .....	12
Tableau 5. Résultats de la régression simple entre l'OHME d'une colonne complète et celui d'une colonne partielle à 70 % ( $R^2 = 0,964$ ) .....	12
Tableau 6. Résultats de la régression simple entre l'OHME d'une colonne complète et celui d'une colonne partielle à 60 % ( $R^2 = 0,932$ ) .....	12
Tableau 7. Comparaison des différents modèles testés pour expliquer la variation de l'OHME au début d'une saison et au cours de celle-ci.....	16
Tableau 8. Coefficients du modèle de correction de l'OHME en fonction de la date .....	17
Tableau 9. Cote de fiabilité de l'estimation de la valeur prédite de l'OHME au 15 septembre en fonction du pourcentage de la colonne d'eau échantillonné et de la date d'échantillonnage.....	21
Tableau 10. Diagnostic de la qualité de l'habitat du touladi à l'aide de l'oxygène hypolimnique moyen échantillonné (OHME) .....	21



# 1. Introduction

L'habitat du poisson se définit par l'ensemble des milieux de vie qui fournissent des ressources alimentaires, des abris, des zones de reproduction (frayères) ou de croissance (aires d'alevinage) et des routes migratoires nécessaires à la survie, à la croissance et à la reproduction des poissons. Cette définition, évidemment très large, est principalement utilisée dans le cadre de l'application de la loi.

Sur le plan biologique, l'habitat doit être défini de façon plus précise, en fonction des besoins, des exigences et de la sensibilité des différentes espèces de poissons. En effet, bien souvent, l'abondance et la productivité des populations dépendent du volume et de la qualité de l'habitat disponible.

Membre de la famille des salmonidés, le touladi (*Salvelinus namaycush*) est l'un des plus gros poissons d'eau douce de l'Amérique du Nord. Cette espèce est très convoitée par les pêcheurs sportifs en raison, évidemment, de sa taille, mais aussi pour le combat qu'elle livre. Omniprésent dans le nord du Québec, le touladi se trouve également dans plus d'un millier de lacs répartis dans presque toutes les régions du sud de la province.

Le touladi est très exigeant quant à la qualité de son habitat. On trouve habituellement cette espèce sténotherme<sup>1</sup> dans de grands lacs profonds, froids, aux eaux claires et bien oxygénées. L'altération de la qualité de son habitat pourrait conduire à des problèmes de croissance, de reproduction et, ultimement, de survie des populations. Ainsi, la qualité de l'habitat du touladi constitue un élément très important à considérer pour comprendre et prévoir l'état de certaines populations. Il est par conséquent judicieux d'établir un diagnostic sur l'état de l'habitat du touladi pour nuancer l'interprétation des données d'inventaires normalisés.

En s'inspirant fortement des dernières connaissances disponibles sur l'habitat du touladi, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs a conçu un outil servant à porter un diagnostic objectif sur l'état de cet habitat. L'établissement de ce diagnostic constitue une étape essentielle à la saine gestion des populations.

---

<sup>1</sup> Adjectif qualifiant les organismes ne tolérant que des variations de température de faible amplitude autour des valeurs moyennes.

## 2. Habitat du touladi

### 2.1 Définition de l'habitat du touladi

Au Québec, l'habitat du touladi a historiquement été défini comme étant la portion de la colonne d'eau présentant une température inférieure à 12 °C et une concentration d'oxygène dissous de plus de 5 mg/L (Service de la faune aquatique 2011). Cette définition a cependant été remise en question au cours des dernières années à la suite de la publication d'études définissant mieux l'habitat de ce salmonidé. Les travaux d'Evans (2007) sont particulièrement intéressants puisqu'ils présentent, d'une part, une définition de l'habitat préférentiel (oxygène dissous et température) des juvéniles et des adultes et permettent, d'autre part, de déterminer les effets d'une diminution de la qualité de l'habitat (figure 1).

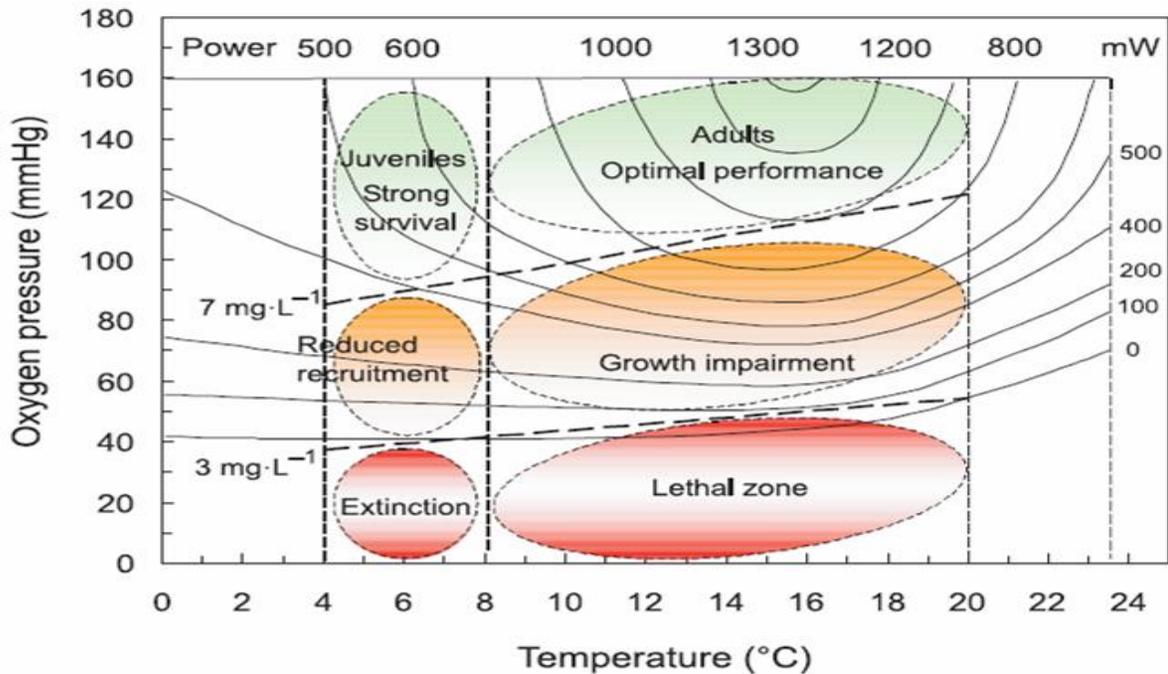


Figure 1. Capacité de réponse énergétique des touladis adultes et des juvéniles selon la concentration moyenne pondérée d'oxygène dissous dans l'hypolimnion et la température de l'eau (figure tirée d'Evans 2007).

De façon générale, les adultes recherchent les eaux froides de l'hypolimnion<sup>2</sup>, dans des lacs thermiquement stratifiés pendant l'été. Leur préférence thermique se situe entre 8 et

<sup>2</sup> L'hypolimnion est la couche d'eau située sous le métalimnion (thermocline). C'est la couche thermique la plus profonde d'un lac ou d'une mer fermée, toujours froide, dont la température varie peu.

20 °C. Les juvéniles, très vulnérables à la prédation par les adultes, sont contraints d'utiliser des habitats suboptimaux (de 4 à 8 °C) situés plus profondément dans l'hypolimnion. De par l'habitat qu'ils occupent et leur plus grande mobilité, les adultes sont donc moins vulnérables aux problèmes d'anoxie que les juvéniles. Puisque l'habitat des juvéniles est plus limitant que celui des adultes, Evans (2007) suggère d'utiliser la concentration moyenne d'oxygène dans l'hypolimnion comme point de référence pour juger de la qualité d'un lac en matière d'habitat pour le touladi.

En période de stratification thermique, il est primordial que la concentration moyenne pondérée d'oxygène dissous dans l'hypolimnion soit élevée (> 7 mg/L) pour que la performance des adultes soit optimale (survie, croissance et reproduction) et la survie des juvéniles bonne (Evans 2007). Une concentration moyenne pondérée d'oxygène dissous en deçà de cette valeur (entre 3 et 7 mg/L) entraîne une diminution du recrutement et l'apparition de problèmes de croissance chez les adultes. Une concentration moyenne pondérée d'oxygène dissous de moins de 3 mg/L est létale et mènera éventuellement à la disparition de la population.

## 2.2 Facteurs de perturbation de la qualité de l'habitat du touladi

La principale menace planant sur les lacs à touladi du sud du Québec est l'eutrophisation, qui se définit par un apport excessif d'éléments nutritifs (phosphore, azote et nitrate). En milieu naturel, le phosphore est un facteur limitant, puisqu'il constitue un élément nutritif essentiel à la production primaire des écosystèmes aquatiques. En effet, la biomasse algale augmente de façon proportionnelle à la concentration de phosphore disponible (Dillon et Rigler 1974). Des concentrations élevées en phosphore peuvent perturber les écosystèmes aquatiques de plusieurs façons. Une des conséquences les plus importantes est l'augmentation de la croissance du phytoplancton, du périphyton et des macrophytes. La sénescence et la décomposition de ces organismes peuvent causer une diminution importante de la teneur en oxygène dissous (anoxie) dans la zone hypolimnique des lacs (Environnement Canada 2004). Ce problème se caractérise par un profil d'oxygène de type clinograde<sup>3</sup> mesuré en période de stratification thermique (figure 2). En été, certains salmonidés, comme le touladi et l'omble chevalier, sont souvent confinés à la zone hypolimnique des lacs. Par conséquent, ils sont très vulnérables aux effets des concentrations élevées de phosphore (Evans et coll. 1996; Dillon et coll. 2003, 2004; Steedman et coll. 2004; Evans 2005).

---

<sup>3</sup> La concentration d'oxygène dissous dans l'hypolimnion des lacs thermiquement stratifiés diminue progressivement durant la période de stratification estivale.

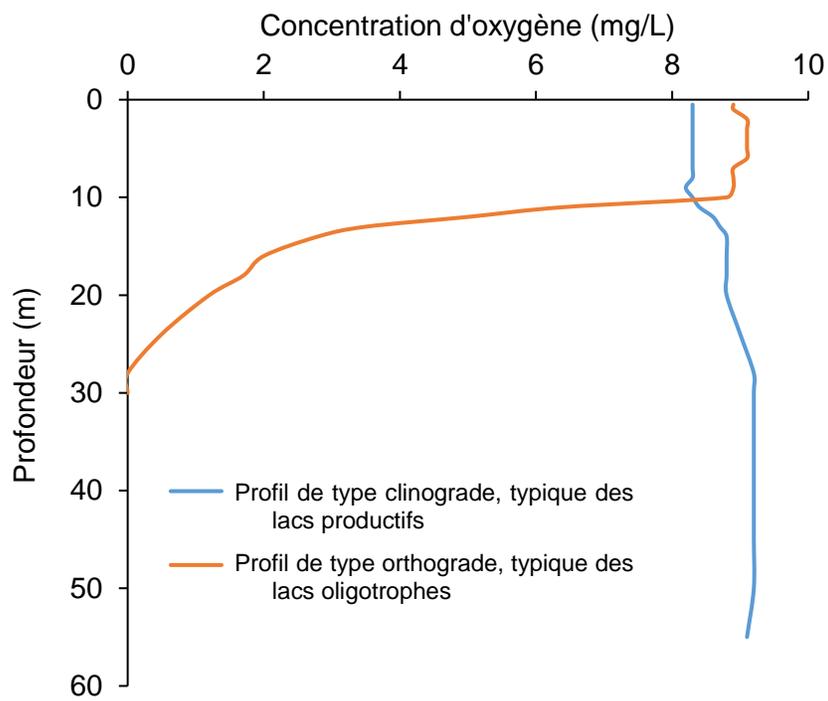


Figure 2. Concentration d'oxygène (mg/L) en fonction de la profondeur (m) du lac en période de stratification thermique.

## 2.3 Détermination de la concentration moyenne d'oxygène dissous dans l'hypolimnion

Puisque le volume des couches d'eau plus près de la surface est beaucoup plus grand que celui des couches près du fond, la concentration d'oxygène se trouvant dans les couches supérieures devrait avoir une plus grande valeur relative dans le calcul de la concentration moyenne d'oxygène. Pour déterminer la concentration moyenne d'oxygène dans l'hypolimnion, les mesures d'oxygène prises à différentes profondeurs doivent être pondérées par le volume d'eau disponible à cet endroit afin d'obtenir une valeur moyenne représentative du milieu (Quinlan et coll. 2005).

La méthode standard utilisée pour calculer la concentration moyenne pondérée de l'oxygène dans l'hypolimnion est complexe. D'abord, on doit mesurer la concentration d'oxygène à chaque mètre dans la colonne d'eau, au point le plus profond du lac. À l'aide d'outils géomatiques, on doit ensuite numériser la bathymétrie du lac et interpoler les isobathes à chaque mètre. Le volume d'eau pour chaque strate d'un mètre est ensuite calculé. La masse d'oxygène dans chaque strate est obtenue par la multiplication de la concentration d'oxygène à la base de la strate par le volume de cette même strate. La masse totale d'oxygène dans l'hypolimnion, soit la somme de la masse d'oxygène des strates composant cette couche d'eau inférieure, est ensuite divisée par le volume total de l'hypolimnion pour obtenir la concentration moyenne pondérée par le volume. Bien que très précise, cette façon de faire est longue et ardue. Elle nécessite beaucoup de renseignements qui peuvent être coûteux à récolter.

L'objectif était donc de trouver une méthode tout aussi précise mais plus simple pour calculer la concentration moyenne d'oxygène dans l'hypolimnion. Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) échantillonne des paramètres physicochimiques, tels que la température et la concentration d'oxygène, selon un protocole normalisé officiel (MEF 1994, SFA 2011). Cette normalisation prévoit une mesure de la température et de l'oxygène à 0,5 m de la surface, puis à chaque mètre de 1 à 14 m. Ensuite, la mesure est effectuée tous les deux mètres de 16 à 20 m et tous les quatre mètres à partir de 24 m (figure 3) (SFA 2011). Tout comme la pondération par le volume d'eau, cette façon de profiler la colonne d'eau donne un poids plus important aux valeurs mesurées près de la surface, puisque celles-ci sont notées à un intervalle plus court que les valeurs plus près du fond. L'hypothèse a été émise qu'une relation pourrait exister entre la concentration moyenne d'oxygène pondérée par le volume et la moyenne arithmétique de la concentration d'oxygène, telle qu'elle est échantillonnée selon le protocole du MFFP.

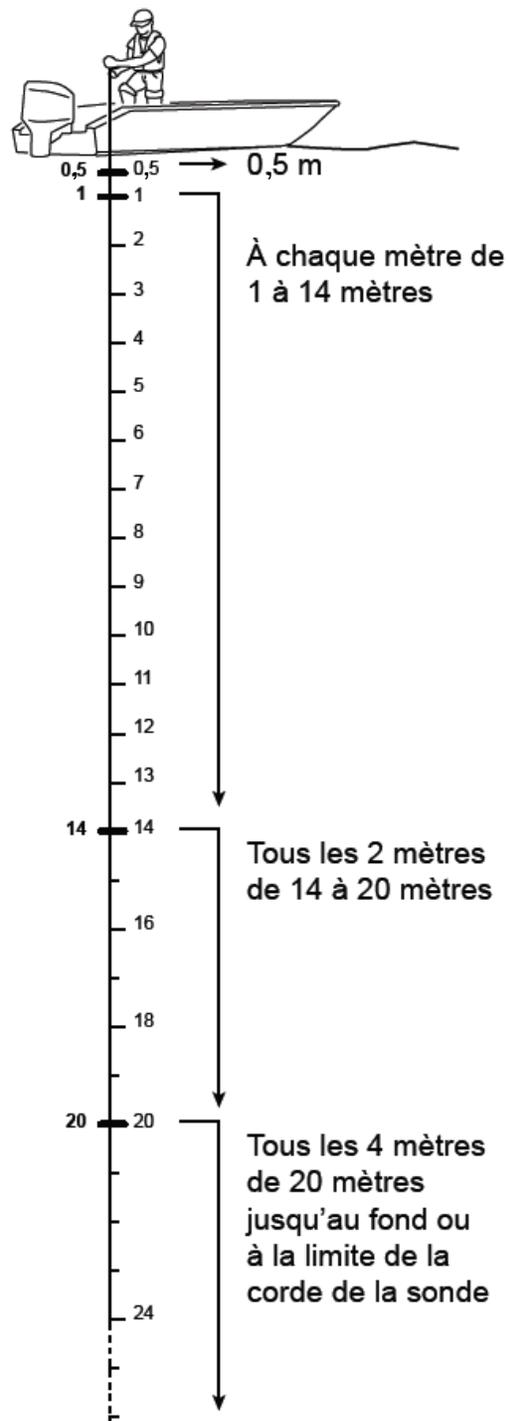


Figure 3. Méthode normalisée de détermination de la stratification thermique et de la concentration en oxygène dissous (SFA 2011).

## 3. Création d'un outil de diagnostic de l'habitat du touladi pour le Québec

### 3.1 Calculs de la concentration d'oxygène pondérée

Afin de relier la concentration d'oxygène pondérée par le volume (oxygène hypolimnique pondéré par le volume [OHPV]) à la moyenne arithmétique de l'oxygène échantillonné selon le protocole du MFFP (oxygène hypolimnique moyen échantillonné [OHME]), 43 lacs (annexe 1) pour lesquels les deux critères pouvaient être calculés avec une colonne d'eau quasi complète (95 % et plus de la profondeur maximale échantillonnée) ont été sélectionnés.

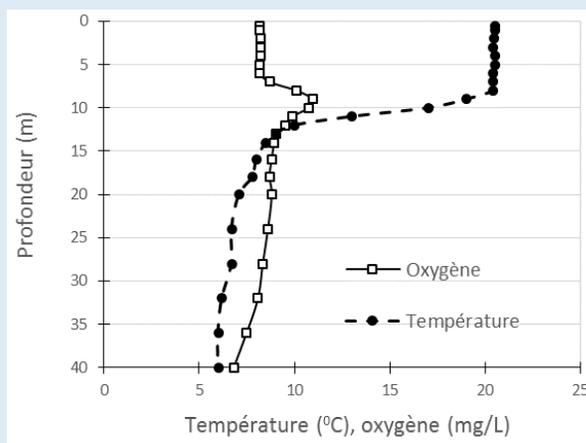
Pour le calcul de l'OHPV, la bathymétrie a été interpolée au mètre, ce qui a permis de calculer des superficies pour chaque isobathe, puis des volumes entre deux isobathes adjacents (ci-après nommés strates). Les concentrations d'oxygène et la température à chaque mètre pour l'ensemble de la colonne d'eau ont également été interpolées à partir des données récoltées selon le protocole du MFFP. La masse d'oxygène dans une strate a ensuite été calculée en multipliant le volume de la strate par l'oxygène mesuré (ou interpolé) à la base de la strate pour ne pas surestimer la valeur. Enfin, la masse totale d'oxygène dans l'hypolimnion a été divisée par le volume total de l'hypolimnion pour obtenir l'OHPV.

L'OHME a été obtenu par la détermination de la moyenne arithmétique des valeurs d'oxygène mesurées *in situ* à partir d'un mètre sous le début de l'hypolimnion jusqu'au fond.

### Détermination de l'hypolimnion et calcul de la concentration d'oxygène hypolimnique

L'hypolimnion, situé sous la thermocline, présente une variation de température inférieure à 1 °C par mètre. Il est à noter qu'il est possible d'observer une diminution de température inférieure à 1 °C par mètre à l'intérieur même de la thermocline. Une validation visuelle du profil peut parfois être nécessaire pour situer la thermocline. Voici un exemple fictif de données d'oxygène et de température mesurées sur un plan d'eau selon le protocole du MFFP.

Profondeur (m)	Température (°C)	Oxygène (mg/L)
0,5	20,5	8,17
1	20,5	8,19
2	20,45	8,22
3	20,4	8,21
4	20,5	8,21
5	20,5	8,19
6	20,4	8,18
7	20,4	8,68
8	20,4	10,10
9	19	10,94
10	17	10,72
11	13	9,88
12	10	9,50
13	9	9,03
14	8,5	8,92
16	8	8,79
18	7,8	8,68
20	7,1	8,80
24	6,7	8,6
28	6,7	8,33
32	6,2	8,08
36	6	7,48
40	6	6,8



Dans cet exemple, l'hypolimnion débute à 13 m, la thermocline se trouvant entre 8 et 13 m. Pour le calcul de l'OHPV, on obtient la masse d'oxygène dans la première strate de l'hypolimnion en multipliant l'oxygène mesuré à 14 m par le volume de la strate de 13 à 14 m. La masse totale d'oxygène dans toutes les strates de l'hypolimnion est ensuite divisée par le volume total de l'hypolimnion. L'OHME est obtenu par la détermination de la moyenne arithmétique des valeurs d'oxygène mesurées à partir d'un mètre sous le début de l'hypolimnion, soit de 14 à 40 m de profondeur.

### 3.2 Relation entre l'OHME et l'OHPV

L'OHME a été mis en relation avec l'OHPV par une régression linéaire simple à l'aide du logiciel SYSTAT 13. Il s'est avéré que l'OHME et l'OHPV avaient une relation hautement significative ( $R^2 = 0,984$ ,  $p = 0,000$ ) et près du un pour un avec une ordonnée à l'origine près de zéro (tableau 1 et figure 4).

Tableau 1. Coefficients de la régression linéaire simple entre l'oxygène hypolimnique moyen estimé (OHME) et l'oxygène hypolimnique pondéré par le volume (OHPV)

Variable	Coefficient	Erreur type	t	p
Ordonnée à l'origine	-0,281	0,139	-2,025	0,049
OHPV	1,001	0,020	50,581	0,000

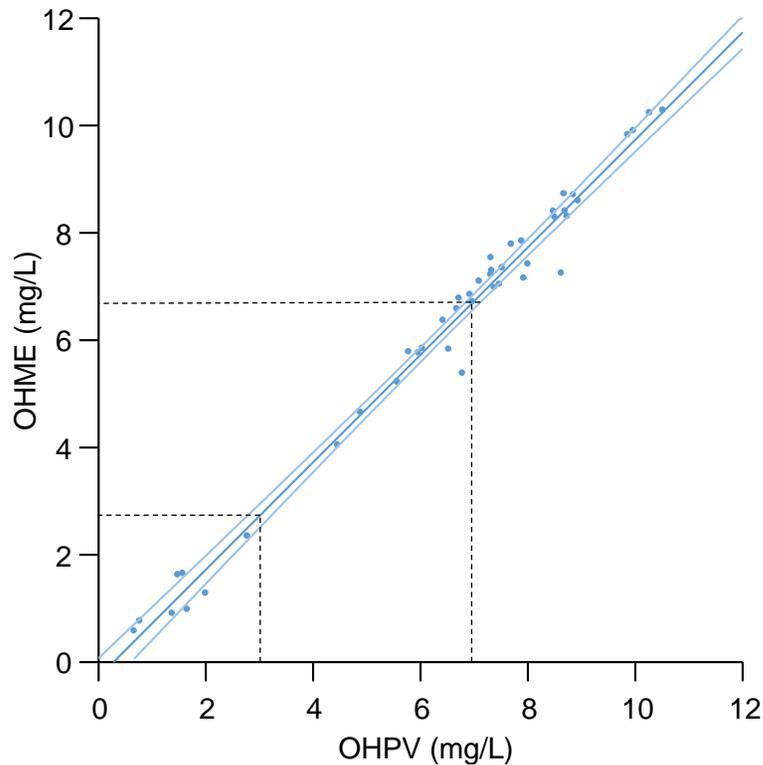


Figure 4. Relation entre la concentration d'OHPV et celle d'OHME.

*Note : Dans cette figure, la ligne centrale indique la concentration d'OHME, tandis que les lignes supérieure et inférieure représentent l'intervalle de confiance à 95 %. Les lignes pointillées verticales représentent les critères de 3 et 7 mg/L d'Evans (2007) et celles horizontales indiquent la conversion des critères d'Evans en OHME (2,7 et 6,7 mg/L).*

À partir de cette relation, il a été possible de convertir les seuils d'OHPV de 3 et 7 mg/L fixés par Evans (2007) en seuils d'OHME (avec intervalle de confiance à 95 %) de 2,7 mg/L (2,3 – 3,1) et de 6,7 mg/L (6,2 – 7,3). L'OHME est beaucoup plus facile et rapide à calculer avec les données de physicochimie disponibles dans les bases de données du MFFP et peut être utilisé de la même façon que l'OHPV pour porter un diagnostic sur la qualité de l'habitat du touladi.

### 3.3 Correction de l'OHME pour la proportion de la colonne d'eau échantillonnée

Même si le protocole d'inventaire normalisé exige que le profil physicochimique soit mesuré jusqu'au fond des plans d'eau, à l'endroit le plus profond (MEF 1994, SFA 2011), il arrive parfois que les profils mesurés soient « incomplets », soit parce que la corde de la sonde n'était pas suffisamment longue pour atteindre le fond du lac, soit parce que l'emplacement du point le plus profond n'a pas été bien localisé.

Pour pouvoir porter un diagnostic d'habitat sur les lacs ayant un profil incomplet, une mesure de correction a été créée. L'OHME a été recalculé pour les mêmes 43 lacs (annexe 1) en réduisant graduellement la proportion de la colonne d'eau utilisée pour calculer la moyenne afin de simuler un échantillonnage qui n'aurait pas atteint la profondeur maximale du plan d'eau. L'OHME a donc été calculé à partir d'un mètre sous le début de l'hypolimnion jusqu'à 50, 60, 70, 80, 90 et 100 % de la colonne d'eau (C). Ces valeurs ont été mises en relation avec l'OHPV mesuré pour la colonne complète dans une régression à mesures répétées pour pouvoir discriminer les courbes significativement différentes (SYSTAT 13, tableaux 2 et 3).

Tableau 2. Résultats de la régression à mesures répétées de l'OHME pour différentes proportions de la colonne d'eau en fonction de l'OHPV pour la colonne d'eau complète, pour tous les lacs

Source	Somme des carrés	Degrés de liberté	Moyenne des carrés	F-Ratio	p
OHPV	1 544,058	1	1 544,058	3 271,265	0,000
Résidus	19,352	41	0,472		

Tableau 3. Résultats de la régression à mesures répétées de l'OHME en fonction de l'OHPV groupés par proportion de la colonne d'eau échantillonnée (C)

Source	Somme des carrés	Degrés de liberté	Moyenne des carrés	F-Ratio	p
C	10,123	5	2,025	13,487	0,000
C*OHPV	3,428	5	0,686	4,567	0,001
Résidus	30,772	205	0,150		

Les résultats de la régression à mesures répétées (tableau 2) montrent que peu importe la proportion de la colonne d'eau échantillonnée, la relation entre l'OHME et l'OHPV demeure hautement significative ( $p = 0,000$ ). Également, lorsque les données sont groupées en fonction de la proportion de la colonne d'eau échantillonnée (tableau 3), l'OHME moyen pour chaque groupe (ordonnée à l'origine, C) varie significativement selon le groupe (tableau 3,  $p = 0,000$ ). La figure 5 montre que l'OHME augmente lorsque la proportion de la colonne d'eau échantillonnée diminue. Également, l'interaction significative ( $p = 0,001$ ) entre le facteur groupe (C) et l'OHPV implique que la relation OHME-OHPV (pente) change selon la proportion de la colonne d'eau échantillonnée.

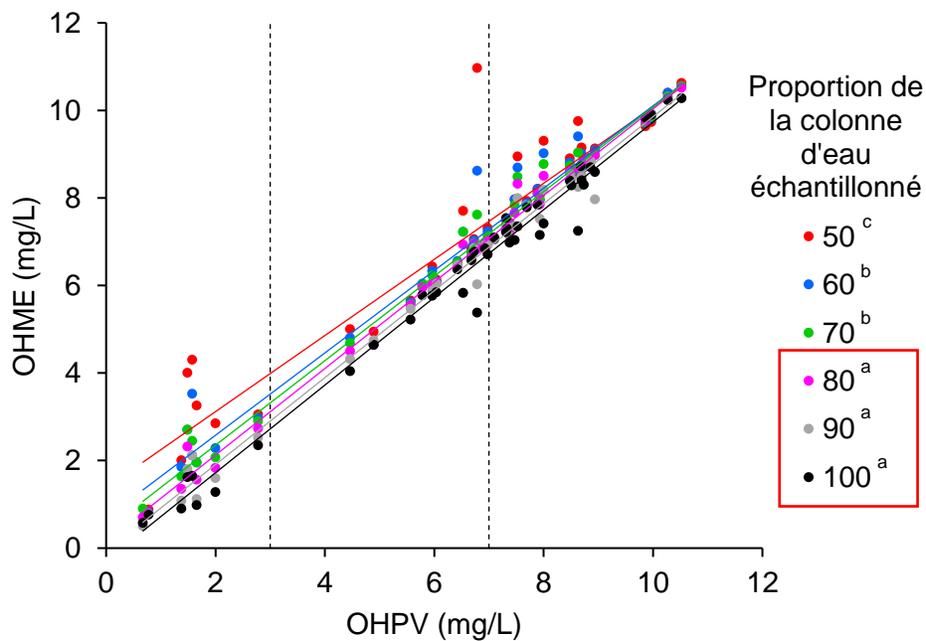


Figure 5. Relation entre la concentration d'OHPV et celle d'OHME pour des colonnes complètes (100 %) et incomplètes (90, 80, 70, 60 et 50 %).

*Note : Dans cette figure, les lettres servent à indiquer la différence significative entre les pentes (comparaisons paires avec la correction de Bonferroni,  $p < 0,05$ ).*

Les comparaisons multiples ont révélé qu'il n'y avait pas de différence significative entre les pentes de la relation OHPV-OHME obtenues en utilisant 100, 90 ou 80 % de la colonne d'eau pour calculer l'OHME (tableau 4). Cependant, lorsque seulement 60 ou 70 % de la colonne d'eau est échantillonnée, la concentration moyenne d'oxygène dans l'hypolimnion est surestimée et requiert une correction. Lorsque moins de 60 % de la colonne d'eau est échantillonnée, les estimations sont trop biaisées pour être corrigées.

Pour établir un facteur de correction pour les colonnes d'eau partielles (entre 60 et 79 %), l'OHME calculé à 60 et 70 % a été mis en relation avec l'OHME d'une colonne complète à l'aide de régressions linéaires simples (SYSTAT 13; tableaux 5 et 6 et figure 6).

Tableau 4. Comparaison des pentes de la relation entre l'OHPV et l'OHME pour des colonnes d'eau complètes et incomplètes (avec la correction de Bonferroni)

Comparaisons paillées des pentes (OHPV-OHME) Pourcentage de la colonne d'eau utilisé pour le calcul de l'OHME		Différence moyenne entre les paires	Erreur type sur la différence	p	Intervalle de confiance à 95 %	
					Inf.	Sup.
100	90	-0,156	0,040	<b>0,473</b>	-0,282	-0,029
100	80	-0,351	0,060	<b>0,086</b>	-0,537	-0,165
100	70	-0,472	0,080	0,019*	-0,721	-0,223
100	60	-0,579	0,104	0,016*	-0,903	-0,256
100	50	-0,791	0,159	0,006*	-1,286	-0,297
90	80	-0,195	0,042	<b>0,801</b>	-0,327	-0,064
90	70	-0,317	0,059	0,042*	-0,499	-0,134
90	60	-0,424	0,080	0,019*	-0,673	-0,175
90	50	-0,636	0,137	0,006*	-1,062	-0,210
80	70	-0,121	0,024	0,002*	-0,195	-0,047
80	60	-0,229	0,054	0,014*	-0,397	-0,060
80	50	-0,441	0,111	0,004*	-0,788	-0,093
70	60	-0,107	0,035	<b>0,193</b>	-0,216	0,001
70	50	-0,319	0,090	0,008*	-0,600	-0,039
60	50	-0,212	0,065	0,007*	-0,414	-0,010

Note : Dans ce tableau, les couleurs font référence aux droites de la figure 5. Les valeurs de p ont été ajustées pour les comparaisons multiples, et celles suivies d'un astérisque (\*) indiquent des pentes significativement différentes.

Tableau 5. Résultats de la régression simple entre l'OHME d'une colonne complète et celui d'une colonne partielle à 70 % ( $R^2 = 0,964$ )

Variable	Coefficient	Erreur type	t	p
Ordonnée à l'origine	-0,604	0,217	-2,789	0,008
OHME70	1,020	0,030	33,741	0,000

Tableau 6. Résultats de la régression simple entre l'OHME d'une colonne complète et celui d'une colonne partielle à 60 % ( $R^2 = 0,932$ )

Variable	Coefficient	Erreur type	t	p
Ordonnée à l'origine	-0,740	0,317	-2,335	0,025
OHME60	1,023	0,043	23,684	0,000

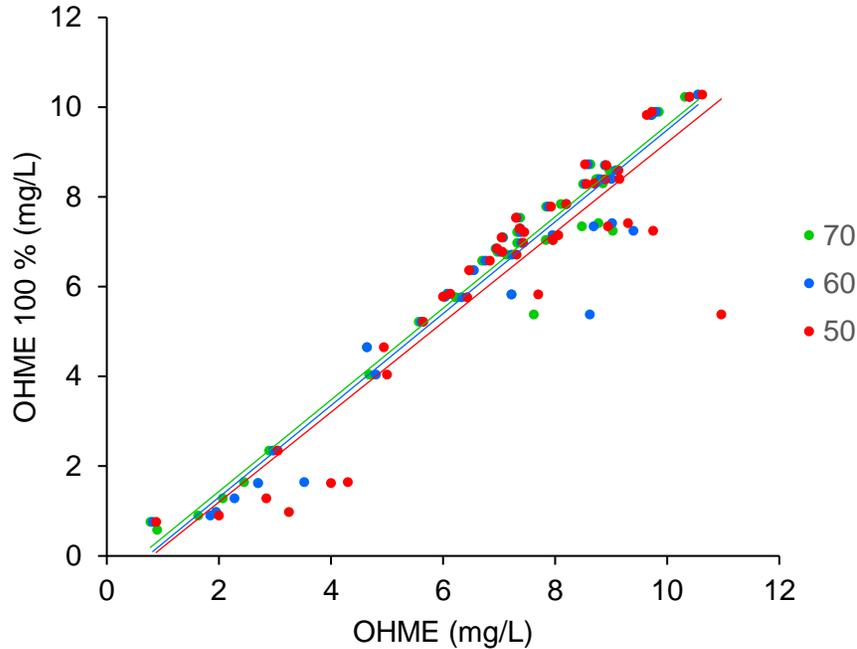


Figure 6. Relation entre l'OHME calculé avec des profils incomplets (50, 60 et 70 % de la colonne d'eau) et celui calculé avec 100 % de la colonne d'eau.

Les relations ainsi obtenues ont permis d'établir les facteurs de correction pour les colonnes d'eau incomplètes. Lorsque de 70 à 79 % de la colonne d'eau est échantillonnée

$$\text{OHME}_{\text{corr}} = 1,020 * \text{OHME}_{\text{obs}} - 0,604$$

où  $\text{OHME}_{\text{corr}}$  est la valeur d'OHME corrigée estimée et  $\text{OHME}_{\text{obs}}$  est la valeur calculée avec le profil incomplet.

Les intervalles de confiance à 95 % se calculent à l'aide des équations suivantes :

$$\text{IC}_{\text{sup}} = 1,081 * \text{OHME}_{\text{obs}} - 0,167$$

$$\text{IC}_{\text{inf}} = 0,959 * \text{OHME}_{\text{obs}} - 1,042$$

Lorsque de 60 à 69 % de la colonne d'eau est échantillonnée, la correction se fait à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{OHME}_{\text{corr}} = 1,023 * \text{OHME}_{\text{obs}} - 0,740$$

Les intervalles de confiance à 95 % sont calculés comme suit :

$$\text{IC}_{\text{sup}} = 1,111 * \text{OHME}_{\text{obs}} - 0,1$$

$$\text{IC}_{\text{inf}} = 0,936 * \text{OHME}_{\text{obs}} - 1,381$$

### 3.4 Correction de l'OHME pour la date d'échantillonnage

Les producteurs et les consommateurs d'oxygène ainsi que la décomposition font varier la quantité d'oxygène dans un lac au cours d'une saison. Lorsque les profils sont effectués à diverses périodes, il est difficile de distinguer les différences attribuables à la date d'échantillonnage de celles imputables à l'état du plan d'eau. Évidemment, il est impossible d'effectuer tous les profils de température et d'oxygène à la même date. La solution la plus simple pour contrer ce biais est d'extrapoler les concentrations d'oxygène observées vers une date fixe aux fins de comparaison. Pour ce faire, un modèle prédictif précis est nécessaire pour établir un facteur de correction.

Il a été possible d'examiner l'évolution de l'OHME au cours d'une saison pour 16 lacs pour lesquels plusieurs profils physicochimiques avaient été tracés durant une même année. Étant donné que les données ont une structure hiérarchique (groupées par lac), une régression mixte (SYSTAT 13) mettant en relation l'OHME et la date en jour julien a été utilisée (figure 7). Les régressions mixtes ont pour avantage, outre de considérer la structure hiérarchique des données, d'offrir une explication sur les variations entre groupes (ici entre lacs) à l'aide de variables prédictives qui caractérisent ces groupes. Dans le cas présent, les variables devaient être facilement récoltables et déjà disponibles pour la majorité des lacs. Les deux seules variables répondant à ces caractéristiques étaient la profondeur maximale (m) et la superficie (ha). Les objectifs de la régression mixte étaient : 1) de vérifier si la quantité d'oxygène dans l'hypolimnion de tous les lacs était semblable au début de la saison; 2) de vérifier si la variation d'oxygène au cours de la saison était semblable entre les lacs; 3) d'expliquer les variations entre les lacs, le cas échéant.

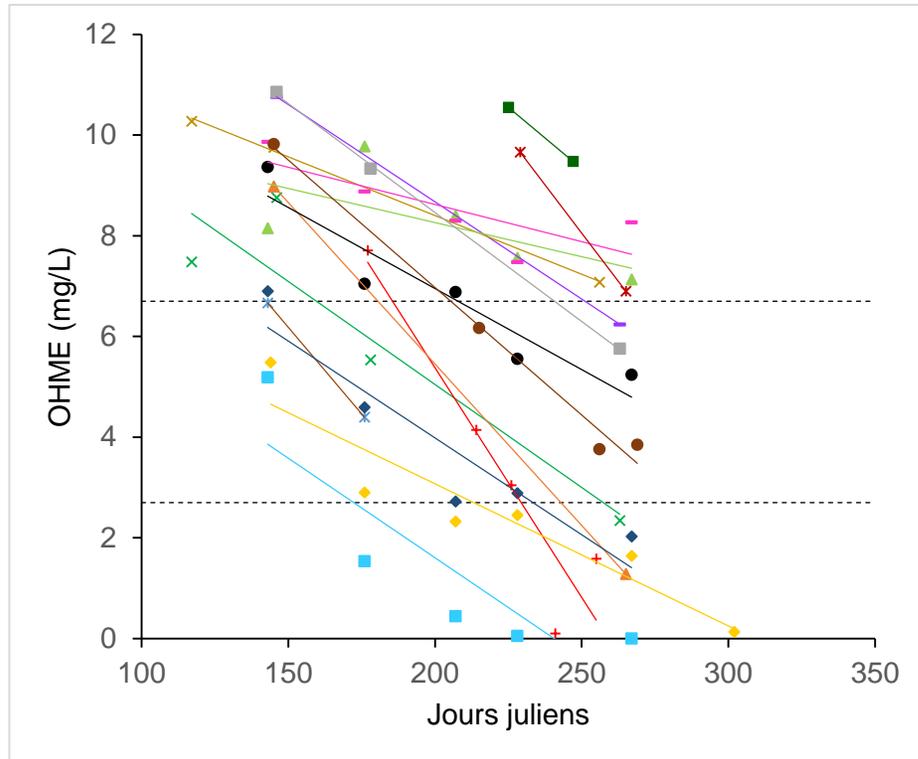


Figure 7. Variation des valeurs d'OHME en fonction des jours juliens pour 16 plans d'eau ayant au moins deux profils d'oxygène dans une même saison.

Pour répondre aux deux premiers objectifs, l'ordonnée à l'origine (OHME en début de saison) et la pente (variation de l'OHME au cours de la saison) ont été considérées comme des facteurs fixes (identiques pour tous les lacs), puis aléatoires (pouvant varier entre les lacs). Les meilleurs modèles sont ceux qui réduisent de façon significative le *log-likelihood* (LL). La comparaison se fait à l'aide d'un test de chi carré entre deux modèles, le deuxième étant plus complexe que le premier. La valeur du chi carré est la différence entre le *log-likelihood* multiplié par -2 pour chaque modèle (tableau 7). Par exemple, la valeur du chi carré entre le premier et le deuxième modèle est calculée comme suit :

$$\text{Chi carré} = 169,264 - 148,783 = 20,48$$

Le premier modèle testé (tableau 7) ne contient qu'une ordonnée à l'origine qui ne varie pas entre les lacs. Celle-ci équivaut à la moyenne de toutes les valeurs d'OHME. Ce modèle présume, en s'appuyant sur cette ordonnée à l'origine fixe, qu'au début de la saison, l'hypolimnion de tous les lacs présente la même quantité d'oxygène.

Dans le deuxième modèle, l'ordonnée à l'origine (B) peut varier entre les lacs, ce qui permet de vérifier si l'ensemble de ceux-ci présente une concentration d'oxygène semblable au début de la saison (objectif 1). Comme l'ordonnée à l'origine varie significativement entre les lacs (modèle 2;  $p = 0,000$ ), ce deuxième modèle confirme que

certains de ces plans d'eau amorcent la période d'eau libre avec une plus grande quantité d'oxygène que d'autres.

Dans le troisième modèle, le jour julien (JJ) est ajouté comme variable explicative fixe (dont l'effet ne varie pas entre les lacs). Cet ajout sert à confirmer que la quantité d'oxygène dans l'hypolimnion (OHME) varie significativement en fonction du jour julien, donc au cours de la saison (modèle 3,  $p = 0,000$ ).

Finalement, dans le quatrième modèle, l'effet du jour julien sur l'OHME (la pente) est transformé en variable aléatoire, ce qui signifie qu'il peut varier entre les lacs. Les résultats confirment que la consommation d'oxygène diffère d'un lac à l'autre au cours de la saison (modèle 4;  $p = 0,029$ ).

Tableau 7. Comparaison des différents modèles testés pour expliquer la variation de l'OHME au début d'une saison et au cours de celle-ci

Modèles	Variables fixes	Variables aléatoires	-2*LL	Nombre de paramètres	Chi carré	DL	P
1	B		169,264	2			
2		B	148,783	3	20,48	1	0,000
3	JJ	B	89,032	4	59,75	1	0,000
4		B, JJ	83,312	6	5,72	2	0,029
5	$P_{max}$	B, JJ	75,018	7	8,294 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup>	0,002 <sup>a</sup>
6	$\text{Log}_n(\text{sup})$	B, JJ	71,830	7	11,482 <sup>a</sup>	1 <sup>a</sup>	0,000 <sup>a</sup>
7	$P_{max}$	B, JJ	72,062	8	2,956 <sup>b</sup>	1 <sup>b</sup>	0,053 <sup>b</sup>
8	$P_{max} * \text{JJ}$ $\text{Log}_n(\text{sup})$ $\text{Log}_n(\text{sup}) * \text{JJ}$	B, JJ	71,820	8	0,010 <sup>c</sup>	1 <sup>c</sup>	1,000 <sup>c</sup>

<sup>a</sup> Par rapport au modèle 4.  
<sup>b</sup> Par rapport au modèle 5.  
<sup>c</sup> Par rapport au modèle 6.

Alors que les quatre premiers modèles sont séquentiels (de plus en plus élaborés), les modèles 5 à 8 sont concurrentiels et utilisent la profondeur maximale ( $P_{max}$ ) et la superficie (sup) pour expliquer les différences entre les lacs (objectif 3). La profondeur maximale et la superficie ne peuvent être considérées comme aléatoires, puisqu'elles n'ont qu'une seule valeur fixe par lac. Les modèles 5 et 6 sont comparés au modèle 4 pour tenter d'expliquer les différences dans la quantité d'oxygène en début de saison (ordonnée à l'origine). Les modèles 7 et 8, plus complexes, sont comparés aux modèles 5 et 6 respectivement (selon la variable en cause,  $P_{max}$  ou sup) pour tenter d'expliquer les différences dans la variation de la quantité d'oxygène au cours de la saison (pente).

La profondeur maximale permet d'expliquer significativement la différence entre les ordonnées à l'origine de chaque lac, soit la quantité d'oxygène dans l'hypolimnion en

début de saison (modèle 5;  $p = 0,002$ ). La superficie (logarithme naturel) semble toutefois mieux expliquer cette différence entre les lacs (modèle 6;  $p = 0,000$ ).

Puisque l'effet du jour julien sur la quantité d'oxygène (pente) varie entre les lacs, les modèles 7 et 8 tentent d'expliquer cette variation par un terme d'interaction entre le jour julien et une des variables qui caractérisent ces lacs ( $P_{\max}$  ou sup). Cependant, aucune de ces variables n'explique de façon significative la différence entre les lacs relativement à la variation de l'OHME au cours de la saison.

Le modèle 6 semble être le meilleur des modèles examinés. Il confirme que la quantité d'oxygène en début de saison est différente pour chaque lac et que cette situation peut en partie s'expliquer par la superficie du plan d'eau. Il établit en outre que la consommation d'oxygène au cours de la saison est également différente d'un lac à l'autre. Les coefficients de la régression mixte pour ce modèle sont présentés dans le tableau 8. Puisque les valeurs ont été normalisées aux fins de l'analyse, l'ordonnée à l'origine moyenne n'est pas significativement différente de la moyenne des OHME de l'ensemble des données (5,857 mg/L; tableau 8,  $p = 0,545$ ). L'effet moyen des jours juliens est négatif, montrant une réduction de l'oxygène dans l'hypolimnion au cours de la saison. Cependant, l'effet de la superficie est positif. On note ainsi une plus grande quantité d'oxygène en début de saison dans les grands lacs.

Tableau 8. Coefficients du modèle de correction de l'OHME en fonction de la date

Variable	Coefficient (normalisé)	Erreur type (normalisée)	Z	p
Ordonnée à l'origine	3,743 (0,090)	2,321 (0,149)	0,605	0,545
Jour julien	-0,036 (-0,538)	0,005 (0,073)	-7,349	0,000
Ln (superficie)	1,598 (0,531)	0,360 (0,119)	4,446	0,000

*Note : Le modèle inclut une ordonnée à l'origine aléatoire, une variable aléatoire (jour julien) et une variable fixe (superficie). Les coefficients représentent la portion fixe (moyenne) des variables et de l'ordonnée à l'origine. Les analyses ont été effectuées à l'aide des variables normalisées.*

Lorsque l'on tente d'appliquer ce modèle pour prédire la concentration d'oxygène au 15 septembre (jour 257) à partir des valeurs d'OHME observées à divers moments au mois de septembre, beaucoup de variation et d'imprécision demeurent (figure 8). Pour des valeurs observées à peu de jours d'écart, la correction devrait être mineure et la relation beaucoup plus forte. En raison de ce manque de correspondance, l'utilisation de la régression mixte est à proscrire pour l'élaboration d'un facteur de correction pour la date d'échantillonnage.

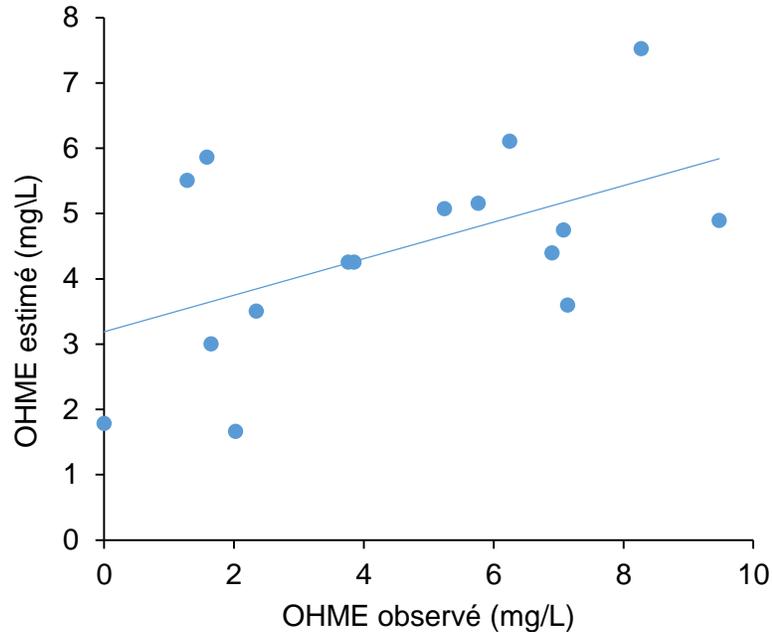


Figure 8. Relation entre les valeurs d'OHME estimées au 15 septembre à l'aide de l'équation de régression mixte et celles observées en septembre.

Si l'on examine le tableau 7 de plus près, le modèle 4, qui fait varier l'effet du jour julien selon les lacs, n'est pas hautement significatif ( $p = 0,029$ ). Puisqu'il a été impossible d'expliquer la variation de l'effet du jour julien avec les variables disponibles, une pente commune à tous les lacs (effet fixe) a été considérée. La consommation d'oxygène au cours de la saison a été jugée semblable dans tous les lacs. À l'opposé, l'ordonnée à l'origine, soit la concentration d'oxygène en début de saison, varie beaucoup entre ceux-ci. En utilisant la pente commune à tous les plans d'eau et la valeur d'OHME mesurée dans un plan d'eau à une date connue (figure 9; point  $X_1, Y_1$ ), on peut extrapoler une valeur prédite pour ce plan d'eau à une date voulue (figure 9; point  $X_2, Y_2$ ) à l'aide de l'équation

$$\text{pente} = (Y_2 - Y_1) / (X_2 - X_1)$$

qui se transforme en

$$Y_2 = \text{pente} * (X_2 - X_1) + Y_1$$

où  $Y_2$  est la valeur de l'OHME prédite au jour julien visé  $X_2$ ,  $Y_1$  est l'OHME observé au jour julien  $X_1$ , et la pente est la pente moyenne issue de la régression mixte (-0,036, tableau 8).

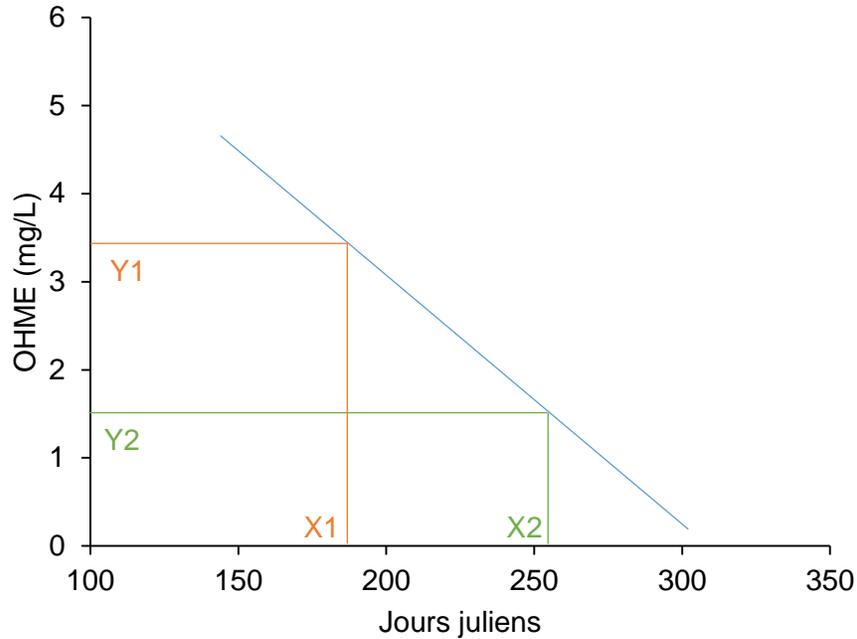


Figure 9. Valeur prédite de l'OHME en fonction des jours juliens.

*Note : Pour extrapoler la valeur prédite d'OHME (Y2) sur un plan d'eau à un jour julien visé (X2), la pente moyenne issue du modèle mixte (-0,036) est passée par la valeur d'OHME observée pour ce lac à une date connue (X1, Y1).*

Pour extraire le facteur de correction pour la date d'échantillonnage et être en mesure de comparer les données d'OHME obtenues à des dates différentes, il été convenu de rapporter toutes les valeurs d'OHME observées au 15 septembre (jour julien 257). La valeur prédite de l'oxygène dans l'hypolimnion (OHME) au 15 septembre peut donc être estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$OHME_{15sept} = -0,036 * (257 - JJ_{obs}) + OHME_{obs}$$

où  $OHME_{15sept}$  est la valeur de l'OHME estimée au 15 septembre et  $OHME_{obs}$  est la valeur de l'OHME calculée à partir des mesures observées *in situ* au jour julien ( $JJ_{obs}$ ).

Les intervalles de confiance à 95 % peuvent être calculés à partir des équations suivantes :

$$IC_{sup} = -0,046 * (257 - JJ_{obs}) + OHME_{obs}$$

$$IC_{inf} = -0,026 * (257 - JJ_{obs}) + OHME_{obs}$$

## 4. Interprétation des résultats

### 4.1 Précautions à prendre concernant les facteurs de correction

Bien que l'outil de diagnostic de l'habitat du touladi soit simple à utiliser, la valeur de l'OHME obtenue demeure une estimation. Il importe donc de respecter certains critères avant de l'utiliser, malgré les facteurs de correction établis. De meilleures données de départ (date d'échantillonnage près du 15 septembre et données couvrant toute la colonne d'eau) produiront des estimations plus précises et justes. Il est important d'effectuer les corrections pour la longueur de la colonne d'eau avant de faire celles pour la date.

Idéalement, la colonne d'eau échantillonnée devrait représenter 100 % de la profondeur maximale. Un profil complet peut servir à repérer les problèmes d'anoxie qui ne seront pas perceptibles dans la concentration moyenne d'oxygène dans l'hypolimnion. Cependant, l'OHME estimé sera tout de même représentatif de l'ensemble de la colonne d'eau si au moins 80 % de la profondeur maximale est échantillonnée, ce qui laisse une marge de manœuvre de 20 %. Cette marge est particulièrement utile pour les lacs les plus profonds.

Pour bien situer la thermocline et calculer une concentration moyenne d'oxygène dans l'hypolimnion valide, il est nécessaire d'utiliser des données de profil récoltées pendant la période de stratification thermique maximale. C'est pourquoi seuls les profils d'oxygène et de température pris entre le 15 juillet et le 15 octobre ont été considérés aux fins d'extrapolation. Avant le 15 juillet, la stratification thermique peut être incomplète, et après le 15 octobre, les risques de se trouver en situation de retournement automnal sont élevés. Pour que l'ampleur de la correction et la possibilité de biais soient réduites, les profils d'oxygène doivent donc avoir été effectués entre les mois de juillet et d'octobre afin d'être corrigés. Plus la date d'échantillonnage s'éloigne du 15 septembre, plus la correction et les risques de biais seront importants.

Une cote de fiabilité de l'information peut être attribuée à l'OHME en fonction de la proportion de la colonne d'eau échantillonnée. Les cotes établies sont les suivantes : une cote de bonne fiabilité est accordée si 80 % ou plus de la colonne d'eau a été échantillonnée; une cote de fiabilité moyenne est reconnue si l'échantillonnage concerne de 70 à 79 % de la colonne d'eau; et une cote de fiabilité faible est attribuée dans le cas d'un échantillonnage entre 60 et 69 % (tableau 9). Les données sont inutilisables pour porter un diagnostic sur la qualité de l'habitat du touladi si moins de 60 % de la colonne d'eau a été échantillonnée.

De façon comparable, une cote de fiabilité de l'information relativement à la date d'échantillonnage peut être attribuée, soit bonne pour les données récoltées au mois de septembre, moyenne pour celles collectées en août et en octobre et mauvaise pour celles collectées en juillet. Les données récoltées le reste de l'année sont inutilisables (tableau 9).

Tableau 9. Cote de fiabilité de l'estimation de la valeur prédite de l'OHME au 15 septembre en fonction du pourcentage de la colonne d'eau échantillonné et de la date d'échantillonnage

Fiabilité des données mesurées		Fiabilité de l'OHME calculé
% de la colonne d'eau échantillonné	Date d'échantillonnage	
Bonne (≥ 80 %)	Bonne (sept.)	Très bonne
	Moyenne (août ou oct.)	Bonne
	Mauvaise *(juill.)	Moyenne
Moyenne (de 70 à 79 %)	Bonne (sept.)	Bonne
	Moyenne (août ou oct.)	Moyenne
	Mauvaise *(juill.)	Mauvaise
Mauvaise (de 60 à 69 %)	Bonne (sept.)	Mauvaise
	Moyenne (août ou oct.)	Mauvaise
	Mauvaise *(juill.)	Très mauvaise

## 4.2 Diagnostic de la qualité de l'habitat du touladi

Une fois les corrections appliquées, si elles sont nécessaires, il est considéré qu'un lac offre un habitat optimal si l'OHME est de 6,7 mg/L et plus, un habitat sous-optimal (problèmes de croissance et de recrutement) si celui-ci se situe entre 2,7 et 6,7 mg/L et un habitat léthal s'il est de moins de 2,7 mg/L (tableau 10).

Sans tenir compte d'autres facteurs, comme la surexploitation, on s'attend normalement à ce que les populations en meilleur état évoluent dans les lacs présentant un habitat optimal. Il est toutefois possible que certaines populations de touladi réussissent à se maintenir à court terme dans un habitat léthal. Cependant, à long terme, elles sont vouées à l'extinction ou à demeurer marginales. Également, certains lacs peuvent toujours avoir eu un habitat sous-optimal et néanmoins supporter une population de touladi viable.

Tableau 10. Diagnostic de la qualité de l'habitat du touladi à l'aide de l'oxygène hypolimnique moyen échantillonné (OHME)

Qualité de l'habitat	Oxygène hypolimnique moyen échantillonné (OHME, mg/L)
Optimale	≥ 6,7
Sous-optimale	≥ 2,7 et < 6,7
Létale	< 2,7

## 5. Conclusion

Jusqu'à tout récemment, la gestion du touladi au Québec se basait sur des critères empiriques qui permettaient aux gestionnaires d'évaluer l'état de santé relatif des populations de touladi. Il y a peu de temps, le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs s'est doté d'un réseau de suivi provincial des populations de touladi du Québec et d'un outil servant à porter un diagnostic sur l'état d'une population. La création d'un indicateur de la qualité de l'habitat du touladi permettra au gestionnaire de la ressource de mieux comprendre l'état de certaines populations et d'en prévoir l'évolution. Cet indice pourra également être utilisé pour mieux orienter les efforts d'ensemencement (repeuplement et mise en valeur).

Beaucoup d'efforts ont été déployés au cours des dernières années pour créer des outils de diagnostic performants, normaliser les protocoles d'échantillonnage et mettre en place la meilleure réglementation possible. Ces efforts visent à tendre vers une gestion prédictive des populations pour permettre aux générations actuelles et futures de profiter d'une ressource de qualité et en santé, dans un souci constant de conservation et de développement durable.

## Références bibliographiques

- DILLON, P.J., et F.H. RIGLER (1974). « The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes », *Limnology and Oceanography*, vol. 20, p. 767-773.
- DILLON, P.J., et coll. (2003). « Predicting the Location of Optimal Habitat Boundaries for Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) in Canadian Shield Lakes », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 60, p. 959-970.
- DILLON, P.J., B.J. CLARK et H.E. EVANS (2004). « The Effects of Phosphorus and Nitrogen on Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) Production and Habitat », dans *Boreal Shield Waters: Lake Ecosystems in a Changing Environment*, édité par J.M. Gunn, R.J. Steedman et R.A. Ryder, Lewis Publishers, New York, p. 119-131.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2004. *Cadre d'orientation canadien pour la gestion du phosphore dans les écosystèmes d'eau douce. La santé de l'écosystème, solutions fondées sur la science*. Bureau national des recommandations et des normes, Direction générale de la coordination et des politiques relatives à l'eau, Environnement Canada, Ottawa, Ontario, 130 p.
- EVANS, D.O. (2005). *Effects of Hypoxia on Scope-for-Activity of Lake Trout: A New Dissolved Oxygen Criterion for Protection of Lake Trout Habitat – Technical Report 2005-01*, Habitat and Fisheries Unit, Aquatic Research and Development Section, Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario, 20 p.
- EVANS, D.O., et coll. (1996). « Historical Land Use, Phosphorus Loading, and Loss of Fish Habitat in Lake Simcoe, Canada », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 53 (suppl. 1), p. 194-218.
- EVANS, D.O. (2007). « Effects of Hypoxia on Scope-for-Activity and Power Capacity of Lake Trout (*Salvelinus namaycush*) », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 64, p. 345-361.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (1994). *Guide de normalisation des méthodes utilisées en faune aquatique au MEF*, Direction de la faune et des habitats, directions régionales, Québec, 37 p.
- QUINLAN, R., et coll. (2005). « Comparing Different Methods of Calculating Volume-Weighted Hypolimnetic Oxygen (VWHO) in Lakes », *Aquatic Sciences*, vol. 67, p. 97-103.
- SERVICE DE LA FAUNE AQUATIQUE (2011). *Guide de normalisation des méthodes d'inventaire ichtyologique en eaux intérieures*, tome I, acquisition de données, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, 137 p.
- STEEDMAN, R.J., et coll. (2004). « Land, Water, and Human Activities on Boreal Watersheds », dans *Boreal Shield Waters: Lake Ecosystems in a Changing Environment*, édité par J.M. Gunn, R.J. Steedman et R.A. Ryder, Lewis Publishers, New York, p. 59-85.



# Annexe 1

Plans d'eau	Régions
Lac Caugnawana	Abitibi-Témiscamingue
Petit lac Caugnawana	Abitibi-Témiscamingue
Lac de l'Est	Bas-Saint-Laurent
Lac des Chasseurs	Bas-Saint-Laurent
Lac Long	Bas-Saint-Laurent
Lac Matapédia	Bas-Saint-Laurent
Lac Mitis	Bas-Saint-Laurent
Lac Mégantic	Estrie
Lac Maskinongé	Lanaudière
Lac Troyes	Lanaudière
Lac des Îles	Laurentides
Lac à la Coureuse	Mauricie
Lac aux Sables	Mauricie
Lac Bonin	Mauricie
Lac Chaumonot	Mauricie
Lac Clair	Mauricie
Lac des Souris	Mauricie
Lac Grosbois	Mauricie
Lac Parker	Mauricie
Lac Rita	Mauricie
Grand lac des Cèdres	Outaouais
Grand lac Rond	Outaouais
Lac Blue Sea	Outaouais
Lac Branssat	Outaouais
Lac Danford	Outaouais
Lac des Sept-Frères	Outaouais
Lac des Trente et Un Milles (baie de McKenzie)	Outaouais
Lac des Trente et Un Milles (baie Matte)	Outaouais
Lac des Trente et Un Milles (Grande Baie)	Outaouais
Lac des Trente et Un Milles (section du grand lac)	Outaouais
Lac des Trente et Un Milles (section Point Confort)	Outaouais
Lac Galarneau	Outaouais
Lac Heney	Outaouais
Lac Ingley	Outaouais
Lac Iroquois	Outaouais
Lac Lynch	Outaouais
Lac Murray	Outaouais

Lac Pemichangan (bassin est)	Outaouais
Lac Pemichangan (bassin ouest)	Outaouais
Lac Simon	Outaouais
Lac Viceroy	Outaouais
Petit lac des Cèdres	Outaouais
Petit lac Preston	Outaouais
Lac Dulain	Saguenay–Lac-Saint-Jean

---