

# DOCUMENT D'ORIENTATION TECHNIQUE N° 2 RELATIF A L'INDICATEUR 6.3.2 DES ODD : VALEURS CIBLES



Ce document se concentre sur le concept de valeur cible qui est au cœur de la méthodologie de l'indicateur 6.3.2 des ODD. Ce document accompagne de la méthodologie étape par étape et fait partie d'une série de documents qui fournissent des conseils techniques détaillés sur des aspects spécifiques de la méthodologie des indicateurs. Ces documents techniques ont été créés en réponse aux commentaires reçus à la suite de la collecte de données de base de 2017. Ces ressources et d'autres sont disponibles sur la plateforme de soutien de l'indicateur 6.3.2 (<https://communities.unep.org/display/sdg632>).

Ce document est destiné aux professionnels qui souhaitent obtenir des précisions sur la manière de mettre en œuvre la méthodologie dans leur propre pays. Ce document :

1. développe le concept de valeur cible présenté dans la méthodologie étape par étape ;
2. décrit les défis à relever pour fixer des valeurs cibles pertinentes ;
3. suggère des approches pour fixer et/ou adapter les valeurs cibles existantes dans d'autres juridictions pour une utilisation nationale
4. fournit des exemples d'objectifs utilisés dans différentes régions du monde.

## QUE SONT LES VALEURS CIBLES ?

La mesure des paramètres physico-chimiques, tels que les concentrations en nutriments ou en oxygène, est un moyen de tester si la qualité de l'eau peut être classée comme bonne ou non. Pour ce faire, on compare la valeur mesurée à une limite de concentration numérique qui représente l'eau de bonne qualité en milieu ambiant.

Les valeurs cibles sont spécifiques à chaque paramètre de qualité de l'eau et représentent les concentrations qui visent à préserver ces écosystèmes ou à les ramener à leur état naturel ou quasi naturel. Les objectifs doivent également garantir que la santé humaine n'est pas directement menacée par la consommation ou l'utilisation de l'eau.

Les valeurs cibles peuvent être des normes de qualité de l'eau définies par la législation nationale ou elles peuvent être moins contraignantes et dérivées d'informations sur l'état naturel ou de référence d'une masse d'eau. L'établissement d'une approche harmonisée et l'application d'une stratégie commune pour la fixation des objectifs contribuent à garantir la comparabilité globale de l'indicateur.

## L'ESSENTIEL SUR LES VALEURS CIBLES

Vous trouverez ci-dessous des explications sur les concepts clés de l'approche fondée sur les objectifs utilisée dans l'indicateur 6.3.2 des ODD. Ce document se concentre sur les cinq groupes de paramètres fondamentaux de la surveillance de niveau 1 (oxygène, salinité, azote, phosphore et acidité).

### A SANTE HUMAINE OU CELLE DES ECOSYSTEMES ?

Le processus de définition des valeurs cibles pour la classification des masses d'eau doit tenir compte de la santé à la fois des écosystèmes et de l'Homme. La qualité de l'eau douce est influencée par les caractéristiques naturelles du bassin versant, telles que la géologie, le climat et la topographie. Un écosystème aquatique dans son état naturel est adapté à la qualité de l'eau à cet endroit, mais cela ne signifie pas nécessairement que cette qualité de l'eau est adaptée au maintien de la santé humaine. Dans certains cas, la qualité de l'eau à l'état naturel peut être nocive et ne pas convenir à l'usage humain direct sans traitement préalable. Par exemple, les concentrations de nitrates provenant des sources d'eau souterraines peuvent naturellement dépasser la concentration de 50 mg L<sup>-1</sup> NO<sub>3</sub> L recommandée par l'Organisation mondiale de la santé pour l'approvisionnement en eau potable (OMS, 2017). De plus, l'eau peut naturellement contenir des concentrations de composés connus pour être toxiques à de faibles niveaux, comme l'arsenic (Herath *et al.*, 2016) et le fluor (OMS, 2017). Dans ces cas, la qualité naturelle de l'eau peut être parfaitement adaptée à l'écosystème, mais la santé humaine peut être en danger.

L'inverse peut également être vrai. Les valeurs cibles basées uniquement sur la santé humaine peuvent négliger les exigences de la santé des écosystèmes. Si l'on reprend l'exemple de l'OMS concernant les nitrates dans l'eau potable, les concentrations de nitrates inférieures à ce seuil sont sans danger pour la consommation humaine, mais peuvent avoir des conséquences sur la santé des écosystèmes. Si cette valeur était appliquée comme objectif pour une masse d'eau qui a une très faible concentration naturelle de fond de nitrate, une légère élévation peut entraîner une altération de la fonction de l'écosystème. Dans cette situation, il serait préférable de fixer une valeur cible écosystémique beaucoup plus basse, qui reflète le niveau de nitrate de fond naturellement bas. Ce concept est démontré dans la Figure 1 ci-dessous. La valeur cible liée à la santé de l'écosystème aurait permis d'identifier la tendance à la hausse de la concentration de nitrates bien plus tôt que la valeur cible liée à la santé humaine et, potentiellement, à temps pour lancer une action de gestion efficace afin d'inverser la tendance à la hausse. En règle générale, il convient d'utiliser la valeur cible qui protège les exigences les plus sensibles (la santé de l'écosystème ou la santé humaine). Dans les situations où les valeurs cibles pour la santé de l'écosystème et la santé humaine sont pertinentes pour une masse d'eau particulière, ce sont les plus strictes qui doivent être appliquées pour l'indicateur 6.3.2. Certaines masses d'eau peuvent ne jamais obtenir la classification « bonne qualité de l'eau en milieu ambiant » parce que la qualité naturelle de l'eau peut ne jamais être adaptée à l'usage humain sans traitement préalable.

**Conseil : s'il existe des valeurs cibles basées à la fois sur la santé humaine et sur celle des écosystèmes qui pourraient être appliquées, c'est la plus stricte qui devrait être utilisée**

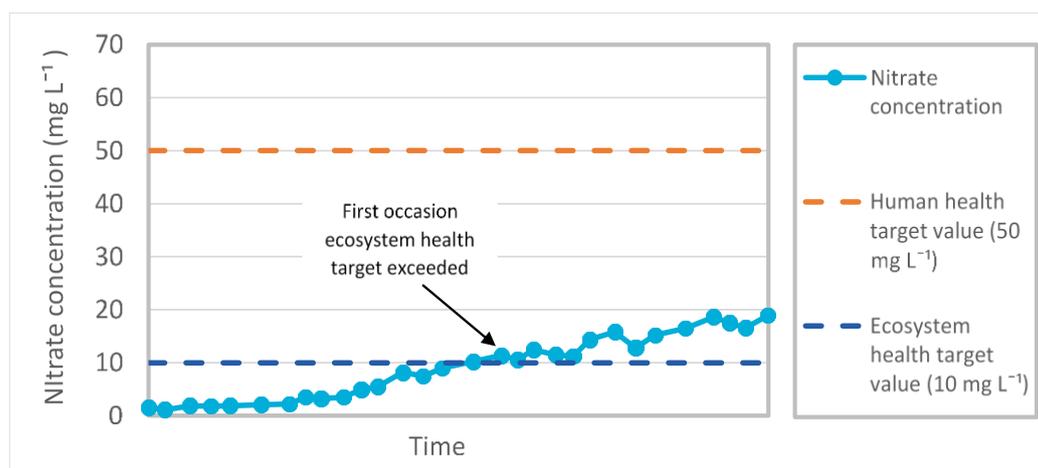


Figure 1 : Exemple d'une valeur cible basée sur la santé humaine trop élevée pour identifier une tendance à la hausse des nitrates au fil du temps, alors que la tendance serait mise en évidence par une valeur cible basée sur l'écosystème.

### CONDITIONS DE REFERENCE

Les mesures de la qualité de l'eau pour les masses d'eau dans un état naturel ou quasi naturel, qui ne sont pas perturbées ou sont exposées à une perturbation minimale, doivent se situer dans des fourchettes qui reflètent les *conditions de référence*. Par exemple, certaines rivières peuvent avoir une forte concentration d'oxygène dissous, de faibles teneurs en nutriments, et avoir des valeurs de pH et de conductivité électrique qui sont liées à la géologie sous-jacente et à la proximité avec la côte. Des mesures répétées au même endroit au fil du temps produiront une *fourchette* pour chaque paramètre qui peut être définie statistiquement et dans laquelle la majorité des mesures devraient se situer pour cet endroit. Il pourrait également y avoir des tendances diurnes ou saisonnières dans les données, par exemple une baisse de l'oxygène dissous pendant la nuit lorsque la photosynthèse cesse, ou une baisse des concentrations de phosphore dissous dans les lacs tempérés pendant la saison de croissance estivale, mais il ne devrait pas y avoir de tendance à la hausse ou à la baisse au fil du temps. Toutes les mesures doivent se situer dans la fourchette prévue.

Les valeurs cibles ne sont pas les mêmes que les conditions de référence, mais elles sont étroitement liées. Une valeur cible peut être dérivée d'une condition de référence connue ou estimée, en supposant qu'un léger écart par rapport à la condition de référence ne nuise pas au fonctionnement de l'écosystème.

Chaque masse d'eau est unique et diffère par sa localisation, sa géologie, son climat, sa topographie et sa biologie. La manière dont ces facteurs affectent les conditions naturelles est indiquée dans le Tableau 1 ci-dessous.

Tableau 1 : Description des principales influences naturelles sur la qualité de l'eau qui peuvent définir les conditions de référence.

Caractéristique	Description	Exemple de mécanisme d'influence
Lieu	latitude/longitude ; altitude ; profondeur sous le sol (pour les eaux souterraines) et proximité avec la côte	Latitude : définit la saisonnalité avec les différences observées entre les eaux de surface tropicales et tempérées.
Géologie	la structure et la lithologie de la matrice rocheuse sous-jacente au bassin-versant	L'altération chimique : la géologie sous-jacente très soluble peut conduire à des eaux de surface et souterraines présentant des concentrations plus élevées de composés dissous par rapport aux lithologies moins solubles.

Climat	les tendances à long terme des précipitations, de la température, du vent et de l'humidité d'une région	Température : la solubilité des gaz dans l'eau diminue avec l'augmentation de la température. Ceci est particulièrement important pour l'oxygène dissous dont les animaux et les plantes aquatiques ont besoin pour respirer.
Topographie	la disposition et la forme du paysage physique	Inclinaison et longueur de la pente : détermine la vitesse d'écoulement de la rivière. L'eau à grande vitesse présente également des concentrations plus élevées d'oxygène dissous, en raison des turbulences à la surface.
Biologie	les écosystèmes dans le bassin versant et les interactions biologiques dans la masse d'eau	Zones humides : ces écosystèmes peuvent affecter directement la qualité de l'eau en piégeant les sédiments, en absorbant des nutriments, en réduisant la vitesse d'écoulement de l'eau et en libérant du carbone organique dissous en aval.

Les informations sur les conditions de référence peuvent ne pas être disponibles à chaque fois pour les masses d'eau où les enregistrements de données sur la qualité de l'eau « avant perturbation » sont rares. Dans ces circonstances, il est conseillé d'estimer les conditions de référence soit en utilisant des données provenant de lieux non perturbés qui présentent des caractéristiques similaires, soit en se basant sur l'avis d'experts.

Il peut être impossible pour certaines masses d'eau qui ont été exposées à l'activité humaine pendant des siècles d'atteindre un état naturel ou quasi naturel. Pour ces masses d'eau, les pays peuvent décider de fixer des objectifs en utilisant une condition de référence et accepter qu'elles soient toujours classées comme « mauvaises », ou bien appliquer l'approche de la « meilleure condition possible » (ONU Environment 2017). Cette approche reconnaît que ces masses d'eau sont touchées et qu'avec une bonne gestion, elles pourraient atteindre un état nettement amélioré, mais ne jamais atteindre un état naturel ou de référence. Les objectifs appliqués à ces masses d'eau devraient en tenir compte et être moins stricts que pour les masses d'eau dont l'objectif à long terme est d'atteindre un état de qualité de l'eau beaucoup plus élevé. Les pays qui choisissent cette option doivent communiquer ces informations en même temps que leurs indicateurs afin que ces cibles moins strictes puissent être prises en compte.

Conseil : si les pays décident que la condition naturelle ou quasi naturelle n'est pas réalisable en pratique, ils peuvent choisir de suivre l'approche de la « meilleure condition réalisable ». Cette approche encourage les efforts visant à améliorer la qualité de l'eau, mais reconnaît que certaines masses d'eau peuvent ne jamais atteindre un état naturel ou quasi naturel.

#### VALEURS MAXIMALES, MINIMALES OU FOURCHETTES DE VALEURS

Les valeurs cibles peuvent être de trois types selon le paramètre mesuré. Certains paramètres auront des valeurs cibles **maximales**, ce qui signifie que la valeur ne doit pas être dépassée. Par exemple, une valeur cible de 20 µg P L<sup>-1</sup> peut être définie pour le phosphore total, et des mesures supérieures à cette valeur ne permettraient pas d'atteindre l'objectif. Certaines seront des valeurs cibles **minimales**, ce qui signifie que la valeur mesurée ne doit pas être inférieure à l'objectif. Par exemple, une valeur cible de 80 % de saturation peut être appliquée à l'oxygène dissous dans les rivières. Enfin, certains paramètres auront une **fourchette** cible qui représente les limites maximales et minimales de mesure normalement acceptables. Par exemple, une fourchette de pH comprise entre 6 et 9 peut refléter la variation normale d'une rivière dans différentes conditions de débit, mais un écart par rapport à cette fourchette peut être symptomatique d'un problème de qualité de l'eau qui peut nécessiter un examen plus approfondi.

#### VALEURS CIBLES TRANSFRONTALIÈRES

Les pays qui partagent des eaux transfrontalières sont encouragés à collaborer pour fixer des valeurs cibles. Des valeurs cibles différentes dans des pays voisins peuvent conduire à des classifications différentes d'une même

masse d'eau, par exemple si le pays A fixe des valeurs cibles plus clémentes que le pays B. Cela peut conduire à classer une eau de même qualité comme bonne d'un côté d'une frontière internationale, et mauvaise de l'autre.

La qualité et la quantité d'eau des eaux transfrontalières sont inextricablement liées. Les efforts de collaboration visant à fixer des valeurs cibles pour les eaux transfrontalières sont souvent reconnus dans les accords bilatéraux et multilatéraux, ou autres arrangements formels, entre les pays riverains. Ces efforts fournissent un cadre de coopération et font partie du rapport pour l'indicateur 6.5.2 des ODD sur la coopération transfrontalière dans le domaine de l'eau. Les accords transfrontaliers existants, tels que les organisations de bassin fluvial et les cadres régionaux d'établissement de rapports, fournissent une plateforme pour aider à aligner les unités de rapport hydrologique et à coordonner les efforts de fixation des objectifs. La consultation de ces organisations et organismes pourrait fournir une orientation et des informations utiles pour assurer l'harmonisation de la fixation de valeurs cibles transfrontalières.

## SPECIFICITE DES VALEURS CIBLES

Lors de la collecte des données de référence de 2017, de nombreux pays ont choisi d'appliquer des valeurs cibles qui s'appliquaient à toutes les masses d'eau d'un même type dans le pays. Cette approche est plus simple à appliquer que la fixation de cibles spécifiques pour des masses d'eau individuelles et peut être utile pour certains paramètres, tels que l'oxygène dissous ou le pH. Toutefois, ces cibles générales ne tiennent pas compte de la diversité naturelle des masses d'eau et peuvent donc ne pas protéger la qualité de l'eau, ce qui entrave la progression de la réalisation de l'objectif 6.3 des ODD.

Les pays sont encouragés à définir des objectifs spécifiques lorsque des ressources et des informations sont disponibles. La Figure 2 démontre les niveaux globaux auxquels les objectifs spécifiques se situent. Ils sont résumés comme suit :

- Le niveau national — une seule valeur numérique (ou fourchette) pour chaque type de masse d'eau, pour chaque paramètre déclaré. Par exemple, une valeur unique pour les rivières, une autre pour les lacs et une troisième pour les eaux souterraines.
- Le niveau du District hydrographique déclarant (DHD) — un ensemble de valeurs cibles définies spécifiquement pour chaque DHD. Un pays peut décider que les DHD sont suffisamment différents pour justifier leurs propres valeurs cibles.
- Le niveau de la typologie<sup>2</sup> — un ensemble d'objectifs pour chaque type de masse d'eau identifiée dans le pays. Par exemple, une rivière de montagne dans une région où les précipitations annuelles sont élevées, ou un aquifère d'une lithologie particulière.
- Le niveau de la masse d'eau — un ensemble de valeurs cibles pour chaque masse d'eau spécifique.
- Le niveau de la station de surveillance — des valeurs cibles spécifiques pour les stations de surveillance. Cela ne serait nécessaire que dans les cas où la qualité naturelle de l'eau est très variable dans l'espace. Dans ces cas, il est conseillé de diviser la masse d'eau en plusieurs unités avec une qualité d'eau homogène.

En réalité, une combinaison de niveaux peut être appropriée dans un pays. Dans certains cas, il peut s'avérer plus efficace de définir un objectif national pour certains paramètres, tandis que pour d'autres, des valeurs cibles spécifiques peuvent être préférables pour garantir la protection de la qualité de l'eau. En pratique, le niveau le plus spécifique appliqué est généralement le type de masse d'eau, mais il peut y avoir des cas où une plus grande spécificité est nécessaire.

---

<sup>2</sup> Un système de classification des masses d'eau basé sur des caractéristiques telles que la taille du bassin versant, la géologie sous-jacente, l'altitude, le climat et la pente. Le cadre pour la gestion des écosystèmes d'eau douce (ONU Environnement, 2017), fournit des orientations spécifiques pour définir des typologies.

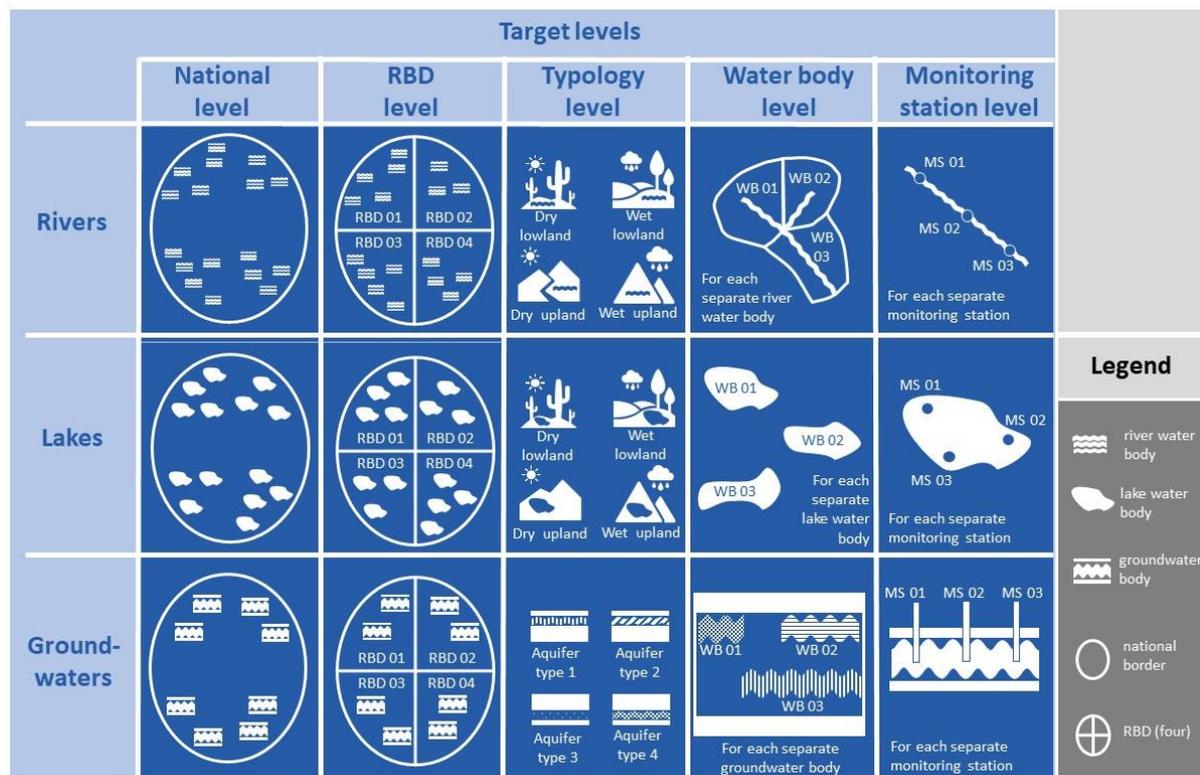


Figure 2 : Exemple de différents niveaux de valeurs cibles spécifiques dans les masses d'eau qui peuvent être appliqués aux niveaux de surveillance, du plus générique au niveau national au plus spécifique au niveau des stations de surveillance

La variation naturelle des masses d'eau signifie que les valeurs cibles locales, plus spécifiques, sont plus efficaces pour protéger la qualité de l'eau que les cibles générales au niveau national. Les cibles spécifiques sont plus sensibles aux différences locales en matière de qualité de l'eau. Par exemple, si la géologie sous-jacente change le long du cours d'une rivière, cela peut se traduire par une augmentation des mesures de conductivité électrique (CE) lorsque la rivière passe des hautes terres aux basses terres. Une valeur cible communautaire élevée qui est pertinente pour les sites de plaine peut ne pas être appropriée pour les sites de montagne. Dans ce cas, la meilleure approche serait de fixer deux valeurs cibles distinctes qui reflètent les valeurs de référence naturellement différentes de la CE : une valeur basse pour les masses d'eau et les stations de surveillance des hautes terres, et une valeur plus élevée pour les sites de plaine. Un bon exemple de cette approche est présenté dans le Tableau 2. Cet exemple du Conseil de l'environnement et de la conservation d'Australie et de Nouvelle-Zélande est un extrait des recommandations pour la qualité de l'eau produites en 2000 (ANZECC/ARMCANZ, 2000). Les deux pays ont été divisés en grandes régions géographiques, puis subdivisés en fonction des zones climatiques et des zones administratives. Dans chaque zone définie, un ensemble de valeurs indicatives par défaut a été produit, qui peut être utilisé à la place d'informations locales spécifiques. le Tableau 2 montre les valeurs définies pour le sud-est de l'Australie.

Tableau 2 : Valeurs de déclenchement par défaut de la qualité de l'eau pour le sud-est de l'Australie pour les cinq groupes de paramètres fondamentaux

Type d'écosystème	TP (µg L <sup>-1</sup> )	TN (µg L <sup>-1</sup> )	DO (% de saturation)		pH		CE (µS cm <sup>-1</sup> )	
			limite inférieure	limite supérieure	limite inférieure	limite supérieure	limite inférieure	limite supérieure
Rivière de montagne (>150 m)	20	250	90	110	6,5	7,5	30 <sup>a</sup>	350 <sup>a</sup>
Rivière de plaine	50	500	85	110	6,5	8,0	125 <sup>b</sup>	2200 <sup>b</sup>

Lacs et réservoirs	10	350	80	110	7	8,5	20 <sup>c</sup>	30 <sup>c</sup>
<sup>a</sup> La conductivité des cours d'eau de montagne varie en fonction de la géologie du bassin versant. On trouve de faibles valeurs dans Vic. Régions alpines (30 $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) et hautes terres de l'est (55 $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), et valeurs élevées (350 $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) dans les rivières de la Nouvelle-Galles du Sud. Les rivières de Tasmanie sont de taille moyenne (90 $\mu\text{S cm}^{-1}$ ).								
<sup>b</sup> Les rivières de plaine peuvent avoir une conductivité plus élevée pendant les périodes de faible débit et si le système reçoit des apports d'eaux souterraines salines. On trouve des valeurs faibles dans les hautes terres de l'est de Vic. (125 $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) et des valeurs plus élevées dans les basses terres occidentales et les plaines du nord de Vic (2200 $\mu\text{S cm}^{-1}$ ). Les rivières côtières de la Nouvelle-Galles du Sud sont généralement de l'ordre de 200-300 $\mu\text{S cm}^{-1}$ .								
<sup>c</sup> La conductivité dans les lacs et les réservoirs est généralement faible, mais elle varie en fonction de la géologie du bassin versant. Les valeurs fournies sont typiques des lacs et réservoirs de Tasmanie.								

Source : ANZECC/ARMCANZ (2000).

L'approche a utilisé la distribution statistique des données de référence collectées dans chacune des cinq régions géographiques pour les écosystèmes légèrement à modérément perturbés pour chacun des paramètres indiqués. Les 80e et/ou 20e percentiles des données de référence ont été utilisés pour définir les valeurs énumérées. De plus amples détails et une discussion complète des méthodes peuvent être trouvés sur le site ANZECC/ARMCANZ (2000).

L'état trophique naturel des eaux de surface (Thomas *et al.*, 1996) est une autre considération importante lors de la fixation des valeurs cibles. L'eutrophisation naturelle est un processus qui prend des siècles dans les lacs et qui est marqué par le lent changement de la productivité et l'augmentation de la biomasse et des sédiments qui y est associée. Il ne faut pas confondre cette situation avec l'eutrophisation artificielle ou culturelle induite par les activités humaines. Très peu de lacs dans le monde sont exempts d'apports anthropiques, et en l'absence de données sur la qualité de l'eau avant les perturbations, la meilleure approche consiste à utiliser l'avis d'experts sur l'état trophique naturel d'un lac. Pour démontrer la fourchette des valeurs cibles qui pourraient être appliquées aux eaux de surface de différents états trophiques, le Tableau 3 énumère les différentes fourchettes de phosphore total associées à chaque état trophique dans les lacs et rivières du Canada (CCME, 2004).

Tableau 3 : Exemple de classification des eaux de surface canadiennes en fonction des concentrations de phosphore total (CCME, 2004)

État trophique	Phosphore total ( $\mu\text{g P L}^{-1}$ )
Ultra-oligotrophe	< 4
Oligotrophe	4-10
Mésotrophe	10-20
Méso-eutrophique	20-35
Eutrophique	35-100
Hyper-eutrophique	> 100

Source (CCME, 2004)

## VALEURS CIBLES FACULTATIVES

Cette section a été élaborée en réponse aux demandes des pays qui souhaitent des orientations plus complètes sur les valeurs cibles mondiales pour chacun des groupes de paramètres fondamentaux. Cette section reconnaît que, bien qu'il soit possible de définir des valeurs numériques qui reflètent une bonne qualité de l'eau au niveau mondial, ces valeurs ne seront probablement pas les plus appropriées et risquent de ne pas protéger la santé humaine et des écosystèmes au niveau national ou local. L'adoption d'une approche « *taille unique* » ne tient pas compte de la variation naturelle de la qualité de l'eau décrite ci-dessus, mais les valeurs cibles facultatives proposées ici peuvent être utilisées à court terme, en l'absence de valeurs cibles nationales. Elles constituent un point de référence permettant de comparer les valeurs cibles nationales.

Cette section recommande des *fourchettes* de valeurs cibles pour chacun des groupes de paramètres fondamentaux. Ces fourchettes sont dérivées de plusieurs sources : le FFEM (ONU Environnement 2017), celles utilisées dans d'autres juridictions, et des articles de revues scientifiques. Les pays ayant mis en place des valeurs cibles sont encouragés à comparer les leurs avec ces fourchettes si elles font l'objet d'un accord général ou de voir dans quelle mesure elles s'en écartent. Les pays qui n'ont actuellement pas d'objectifs en place peuvent adopter ces valeurs à court terme, jusqu'à ce que des données suffisantes soient disponibles pour générer des objectifs plus pertinents, et donc plus appropriés.

La proximité des valeurs cibles signalées par les pays par rapport à ces valeurs cibles facultatives permettra de mieux comprendre les différentes approches adoptées par les pays et la souplesse de leur classification des masses d'eau. On s'attend à ce que la majorité des valeurs cibles communiquées par les pays se situent dans les limites de ces valeurs facultatives ou s'en approchent, mais il est également reconnu qu'il y aura bien sûr des exceptions. Il peut être demandé aux pays de fournir des informations supplémentaires sur leur choix de valeurs cibles pendant la période d'évaluation postérieure à la collecte de données en 2021, afin de donner un meilleur aperçu des approches adoptées.

Tableau 4 : Valeurs cibles facultatives pour les différents types de masses d'eau

Groupe de paramètres	Paramètre	Type de cible	Rivières	Lacs	Eaux souterraines
Oxygénation	Oxygène dissous	fourchette	80 - 120 (% sat)	80 - 120 (% sat)	-
Salinité	Conductivité électrique	plafond	500 $\mu\text{S cm}^{-1}$	500 $\mu\text{S cm}^{-1}$	500 $\mu\text{S cm}^{-1}$
Azote	Azote total	plafond	700 $\mu\text{g N l}^{-1}$	500 $\mu\text{g N l}^{-1}$	-
	Azote oxydé	plafond	250 $\mu\text{g N l}^{-1}$	250 $\mu\text{g N l}^{-1}$	250 $\mu\text{g N l}^{-1}$
Phosphore	Phosphore total	plafond	20 $\mu\text{g P l}^{-1}$	10 $\mu\text{g P l}^{-1}$	-
	Orthophosphate	plafond	10 $\mu\text{g P l}^{-1}$	5 $\mu\text{g P l}^{-1}$	-
État du pH	pH	gamme	6 — 9	6 — 9	6 — 9

Source : dérivée de sources multiples (Figures 3 à 9), voir l'annexe 1 pour plus de détails

## ÉTAT DE L'OXYGÈNE

Pendant la campagne de collecte de données de 2017, **l'état de l'oxygène** a été le plus souvent mesuré et rapporté en utilisant l'oxygène dissous. Des concentrations élevées d'oxygène dissous (OD) sont essentielles pour la bonne santé des écosystèmes aquatiques afin de favoriser la respiration de tous les biotes aérobiques. Les demandes biochimiques et chimiques en oxygène (respectivement DBO et DCO) sont proposées comme des alternatives dans ce groupe de paramètres, mais elles sont plus utiles pour la classification des eaux qui reçoivent des effluents. Idéalement, l'OD est mesuré *in situ* à l'aide d'un capteur d'oxygène, mais il existe des méthodes où l'oxygène de l'échantillon d'eau est fixé chimiquement pour être analysé en laboratoire (Ballance, 1996).

Les niveaux d'OD fluctuent naturellement en fonction de la température, de la salinité et de l'activité biologique. Les turbulences à la surface d'une rivière, au niveau des riffles ou des chutes d'eau peuvent augmenter les concentrations en oxygène. L'activité photosynthétique de la flore aquatique et la respiration des organismes aquatiques peuvent également influencer sur les concentrations diurnes et saisonnières. Même une baisse à court terme de l'OD peut affecter le fonctionnement et la survie des communautés aquatiques. Par exemple, une chute en dessous de 2  $\text{mg L}^{-1}$  peut entraîner la mort de la plupart des poissons (Chapman et Kimstach, 1996).

Les valeurs cibles en matière d'OD sont rarement indiquées pour l'utilisation ou la consommation humaine, bien que les consommateurs puissent signaler des problèmes de goût et d'odeur dans les approvisionnements en eau à faible concentration. En revanche, l'OD est universellement inclus comme mesure de la qualité de l'eau pour la santé des écosystèmes en raison de son impact sur de nombreux processus biologiques et chimiques. La fixation d'objectifs de saturation en pourcentage peut être plus significative que les concentrations ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en

raison de l'influence de la salinité, de la température et de la pression atmosphérique sur la concentration mesurée.

Il est essentiel de comprendre l'influence majeure de la température sur la saturation en oxygène des eaux douces pour fixer les objectifs liés à l'OD. L'impact de la température sur la saturation en oxygène est indiqué dans le Tableau 5. La concentration d'OD mesurée de 6,8 mg L<sup>-1</sup> dans l'eau à 25 °C équivaut à une saturation de 82,4 %, alors que dans une eau plus froide de 10 °C, cette même concentration équivaldrait à une saturation de 60,3 %. Dans une eau à 10 °C, la concentration d'OD mesurée devrait être de 9,3 mg L<sup>-1</sup> pour dépasser 80 % de saturation. Le pourcentage de saturation indique l'oxygène disponible pour le biote plutôt que la concentration.

Tableau 5 : L'influence de la température sur la saturation en oxygène des eaux douces

Concentration d'OD mesurée (mg L <sup>-1</sup> )*	Température de l'eau (°C)	Pourcentage de saturation (%)
6,8	25	82,4
6,8	10	60,3
9,3	10	82,5

\* calculé en utilisant une pression barométrique de 760 mm Hg, et une conductivité électrique de 500 µS cm<sup>-1</sup>

Source : <https://water.usgs.gov/software/DOTABLES/>

La Figure 3 montre différentes valeurs cibles d'OD, en mg L<sup>-1</sup>, provenant de pays de différentes régions du monde. Elle résume également les valeurs communiquées lors de la collecte de données de 2017, présentées comme une médiane des valeurs cibles inférieures communiquées. Notez que le Canada applique un objectif de 6 mg L<sup>-1</sup> pour les eaux chaudes et un objectif de 9,5 mg L<sup>-1</sup> pour les eaux froides (la définition de chaud et froid n'est pas fournie).

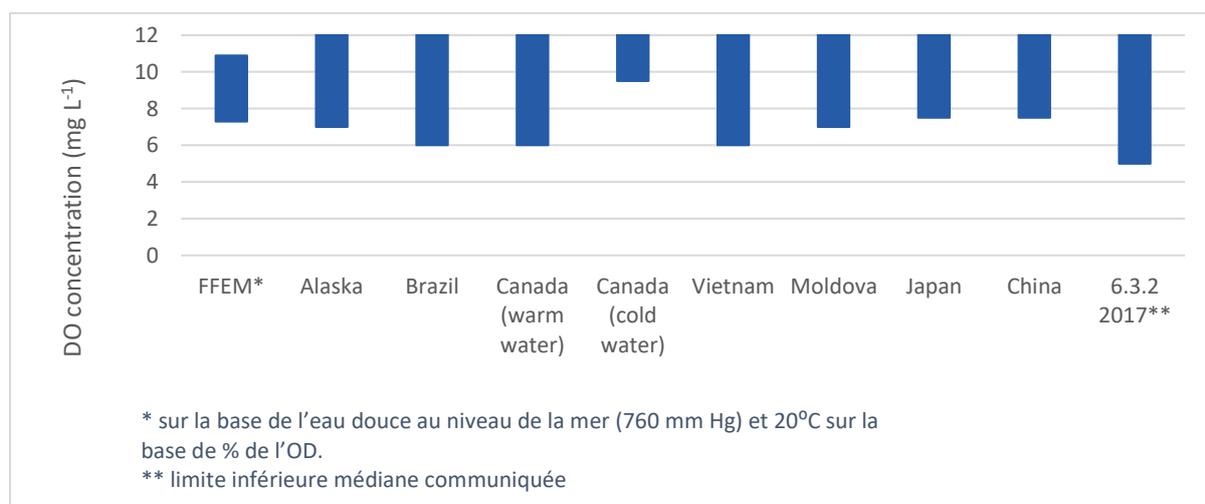


Figure 3 : Exemples d'objectifs de concentration d'oxygène dissous utilisés dans plusieurs pays et résumé de ceux communiqués lors de la collecte de données de 2017 (Source : données provenant de sources multiples, voir l'annexe 1)

La Figure 4 présente divers exemples d'objectifs de pourcentage de saturation utilisés dans diverses juridictions et un résumé de ceux utilisés lors de la collecte de données de 2017. La figure montre également la fourchette optionnelle de **80 à 120 % de saturation**. Cette fourchette de valeurs cibles s'aligne sur celle du FFEM (ONU Environment, 2017).

La fourchette d'objectifs d'OD suggérée de 80 et 120 % de saturation est peut-être trop large pour protéger les eaux pures. Des fourchettes de cibles plus strictes peuvent être applicables sur la base de l'examen des données historiques, ou au fur et à mesure que les données sont recueillies.

La fourchette d'objectif facultatif pour l'oxygène dissous est comprise entre 80 et 120 % de saturation

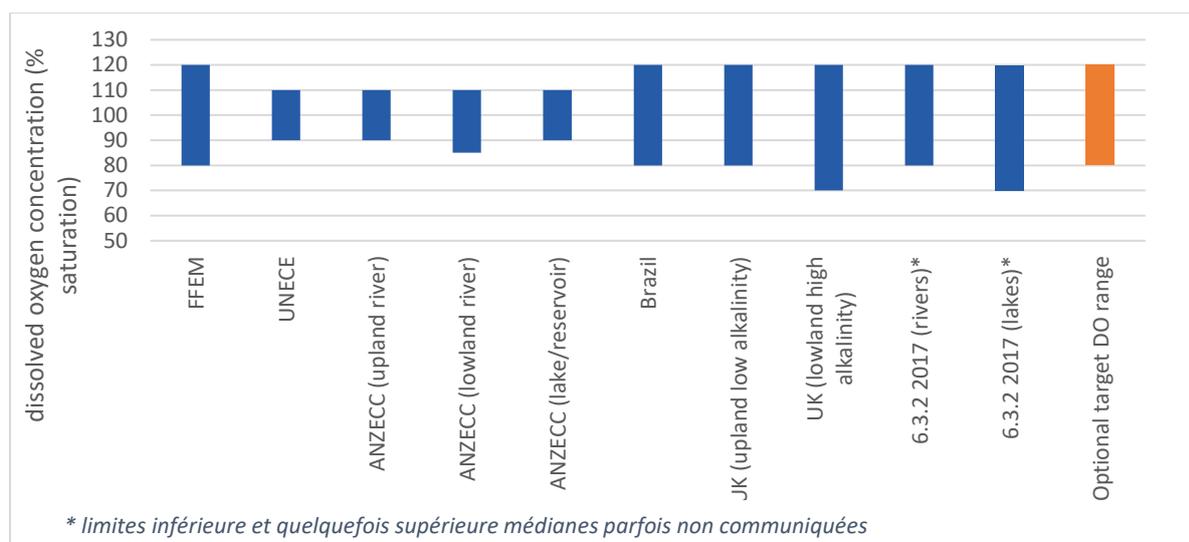


Figure 4 : Exemples d'objectifs de saturation en pourcentage de l'oxygène utilisé dans plusieurs pays, résumé de ceux rapportés lors de la collecte de données de 2017, et fourchette suggérée (Source : données provenant de sources multiples, voir l'annexe 1)

## SALINITE

Le paramètre le plus courant communiqué pour le groupe de paramètres de salinité en 2017 était la conductivité électrique (CE). Les données sur la conductivité électrique aident à caractériser une masse d'eau, et les données à long terme permettent de savoir si la salinisation est un problème. La salinisation est particulièrement importante pour les masses d'eau souterraines dans les zones côtières où la surexploitation peut entraîner l'intrusion d'eau salée. En outre, la CE peut servir de substitut aux rejets d'effluents contenant des composés ioniques, ainsi qu'à d'autres apports anthropiques provenant de sources agricoles.

De façon naturelle, les concentrations de CE dans l'eau douce peuvent varier entre 10 et 1000  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (Chapman et Kimstach, 1996), mais il existe des exceptions. La lithologie du substratum rocheux sous-jacent du bassin versant et la proximité avec la côte sont les principaux déterminants de la CE. Le substratum rocheux, plus sensible aux intempéries, entraînera une plus grande dissolution des minéraux dans les roches, ce qui se traduira par des concentrations de CE plus élevées. De même, les bassins versants côtiers peuvent présenter des concentrations communautaires plus élevées parce qu'ils sont exposés à des dépôts atmosphériques de sel plus importants.

Il existe très peu d'exemples de concentrations communautaires dans les normes nationales de qualité environnementale pour les eaux en milieux ambiants. Cela s'explique par la large gamme naturelle de concentrations de la CE, où les valeurs élevées ou faibles reflètent simplement les caractéristiques naturelles du bassin versant. Cela n'a rien à voir avec le fait qu'une masse d'eau soit touchée ou non. C'est pourquoi il est déconseillé de fixer une valeur cible nationale pour la CE et les pays sont plutôt invités à fixer des valeurs cibles plus spécifiques et à considérer un écart par rapport à cette condition de référence comme un échec. Cette approche a été utilisée en Afrique du Sud, où les valeurs cibles sont définies comme un écart de 15 % *par rapport à la condition non touchée* (DWAF, 1996). Une étude de cas plus récente et plus détaillée est disponible sur la plateforme de soutien de l'indicateur 6.3.2.

Au cours de la campagne de collecte de données de 2017, les valeurs cibles communiquées pour la CE ont varié considérablement, et certains pays ont choisi de déclarer les solides dissous totaux (SDT) plutôt que la CE. Ces deux paramètres sont liés, et une corrélation entre les deux peut être obtenue en multipliant la CE par une valeur comprise entre 0,55 et 0,75, mais ce facteur est spécifique à chaque masse d'eau (Chapman et Kimstach, 1996).

Une valeur cible facultative de  $500 \mu\text{S cm}^{-1}$  est proposée en l'absence d'informations plus spécifiques pour guider les objectifs. Cette valeur est inférieure à la majorité de celles communiquées lors de la campagne de collecte de données de 2017 (la cible médiane pour les DHD des eaux de surface était de  $800 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), mais, en l'absence de meilleures informations sur les conditions de référence des masses d'eau, elle peut être utilisée comme valeur cible provisoire. Cette valeur cible est conforme à celle proposée par Carr et Rickwood (2008) et Srebotak *et al.* (2012) et s'aligne également sur la moyenne globale de la CE d'environ  $220 \mu\text{S cm}^{-1}$  (convertie à partir de la concentration totale de solides dissous) rapportée pour les rivières du monde entier (Weber-Scannell et Duffy, 2007). Toutefois, elle ne convient pas aux masses d'eau pour lesquelles les concentrations naturelles de CE sont beaucoup plus élevées ou beaucoup plus faibles, mais en l'absence d'informations historiques ou de référence, cette valeur sert d'objectif intermédiaire approprié.

En l'absence de données suffisantes, on suggère un objectif de conductivité électrique inférieure à  $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

Il est préférable et recommandé de définir des objectifs plus spécifiques en utilisant une fourchette comprise entre le 10<sup>e</sup> et le 90<sup>e</sup> percentile d'une période ou d'un lieu de surveillance de référence.

## AZOTE

L'azote est un nutriment essentiel pour la vie aquatique, mais les apports de sources anthropiques supérieurs aux niveaux naturels peuvent avoir des effets néfastes sur les écosystèmes d'eau douce. Certaines formes d'azote peuvent également avoir des effets toxiques directs sur les espèces, comme de très faibles concentrations d'ammoniac non ionisé sur les poissons d'eau douce (Ip *et al.*, 2001).

Pour satisfaire aux exigences d'établissement de rapports du groupe de paramètres de l'azote, les pays peuvent choisir de déclarer toute forme d'azote existant dans les eaux douces, telle que les formes inorganiques, organiques, particulaires ou dissoutes. Toutes ces formes peuvent être surveillées individuellement, ou bien déclarées comme azote total (AT) ou autres formes combinées telles que l'azote Kjeldahl (AT moins nitrate et nitrite).

L'azote inorganique se trouve dans divers états d'oxydation qui comprennent le nitrate, le nitrite, l'ammoniac et l'azote moléculaire, et subit de nombreuses conversions biologiques et non biologiques dans le cadre du cycle de l'azote. La forme d'azote choisie pour la surveillance dépend des objectifs du programme de surveillance, mais il est recommandé d'utiliser l'azote oxydé total (AOT) dans la méthodologie, car il est plus facile à mesurer analytiquement que les autres formes, y compris le nitrate ( $\text{NO}_3$ ) seul. Dans la plupart des cas, la fraction de nitrite ( $\text{NO}_2$ ) de l'AOT dans les eaux de surface représente moins d'un pour cent du total, de sorte que, pour des raisons pratiques, l'AOT et les nitrates sont identiques. Il existe des kits pour la surveillance *in situ* de l'AOT, mais l'analyse des échantillons dans des conditions de laboratoire permet d'améliorer l'exactitude et la précision.

L'azote total est surveillé par de nombreuses juridictions et est souvent inclus dans les recommandations pour la qualité de l'eau en milieu ambiant, car il donne la concentration totale de toutes les formes d'azote dans un échantillon. Cela fournit des informations sur le bilan global d'azote des systèmes aquatiques. L'inconvénient est que l'AT est plus difficile à mesurer analytiquement que les formes inorganiques dissoutes.

Les figures 5 et 6 ci-dessous montrent les différentes concentrations d'azote total et d'azote oxydé qui sont utilisées dans certains pays.

La valeur cible facultative pour l'AT est de  $700 \mu\text{g N L}^{-1}$  pour les rivières et de  $500 \mu\text{g N L}^{-1}$  pour les lacs. Pour l'AOT, il s'agit de  $250 \mu\text{g N L}^{-1}$  pour les rivières et les lacs

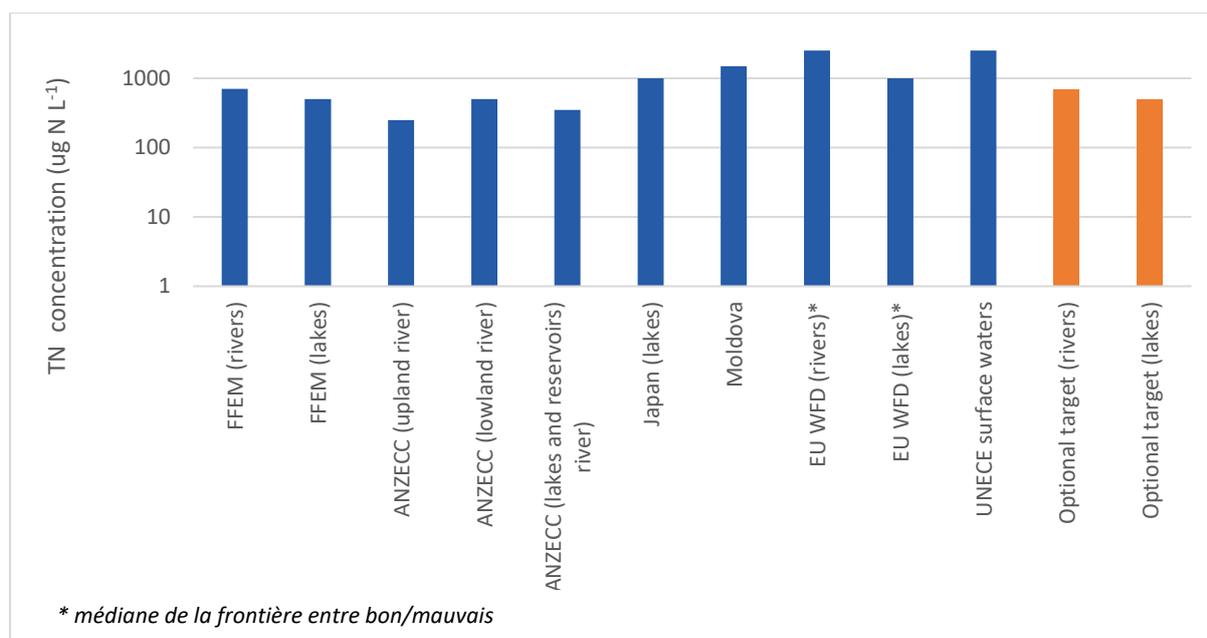


Figure 5 : Exemples d'objectifs de concentration d'azote total utilisés dans les pays (Source : données provenant de sources multiples, voir annexe 1)

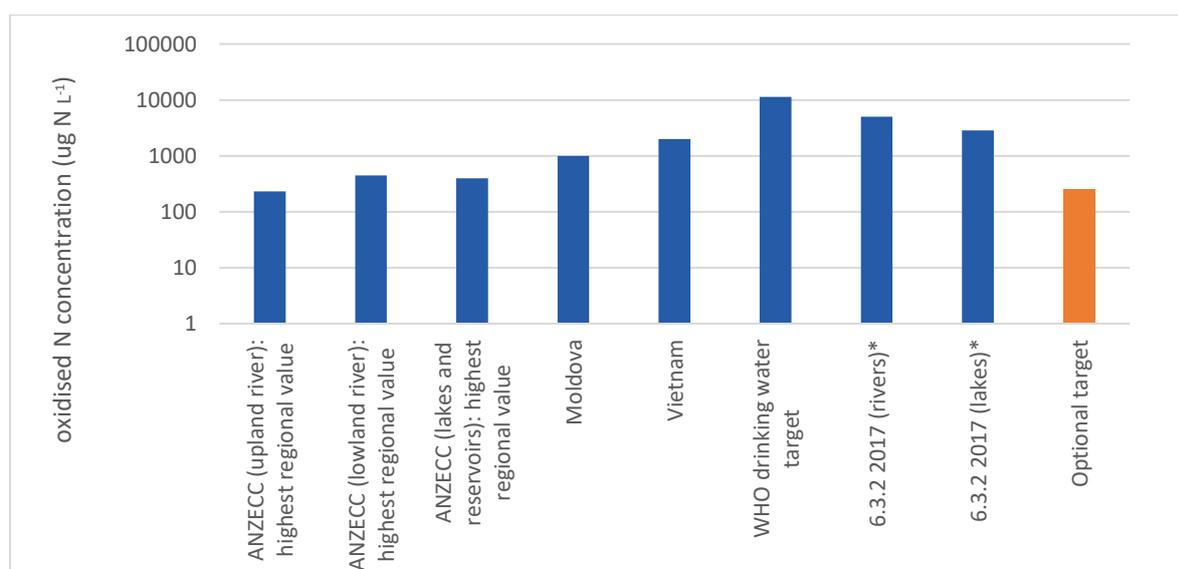


Figure 6 : Exemples d'objectifs de concentration d'azote oxydé utilisés dans les pays et résumé de ceux déclarés lors de la collecte de données de 2017 (Source : données provenant de sources multiples, voir annexe 1)

## PHOSPHORE

Le phosphore est un nutriment essentiel pour tous les biotes. Dans les systèmes aquatiques, il se présente sous plusieurs formes : sous des formes inorganiques dissoutes telles que les ions orthophosphate ( $PO_4^{3-}$ ) ; lié à des particules ; lié à des particules organiques ; ou sous des formes organiques dissoutes. La forme la plus facilement accessible aux plantes aquatiques pour une utilisation directe est la forme inorganique dissoute.

Dans la plupart des écosystèmes d'eau douce qui sont dans un état naturel ou quasi naturel, le phosphore est souvent le nutriment limitant la productivité primaire. Dans ces systèmes, seules de faibles augmentations de la concentration de phosphore peuvent entraîner une augmentation spectaculaire de la croissance des algues, alors que des augmentations similaires de la concentration d'azote peuvent ne pas avoir un effet similaire.

Pour la collecte de données sur les indicateurs, l'orthophosphate (OP) est la forme de phosphore la plus simple à mesurer. Il existe plusieurs types de kit de test sur le terrain, mais les résultats les plus précis et ayant le moins de limites de détection sont effectués en laboratoire. Les concentrations de phosphore dans un échantillon peuvent changer avec le temps si l'échantillon n'est pas stabilisé, et donc pour éviter des changements dans les formes de phosphore, il est suggéré que les échantillons soient analysés dans les 24 heures.

De nombreuses juridictions incluent déjà le phosphore total (PT) dans leurs programmes de surveillance. Le phosphore total comprend toutes les formes de phosphore qui sont présentes dans un échantillon. Il est mesuré en les convertissant dans une digestion chimique à haute pression et température en formes inorganiques qui sont ensuite mesurées. La quantité totale de phosphore contenue dans un échantillon peut indiquer le potentiel d'impacts à long terme du phosphore lié aux particules qui peuvent se déposer sous forme de sédiments, puis servir de source de phosphore si elles sont remobilisées à l'avenir.

La valeur cible facultative pour le PT est de **20  $\mu\text{g P L}^{-1}$**  pour les rivières et de **10  $\mu\text{g P L}^{-1}$**  pour les lacs. Pour l'orthophosphate, elle est de **10  $\mu\text{g P L}^{-1}$**  pour les rivières et de **5  $\mu\text{g P L}^{-1}$**  pour les lacs

Les cibles facultatives pour le PT présentées ici dans la figure 7 s'inspirent des travaux du FFEM (ONU Environment, 2017).

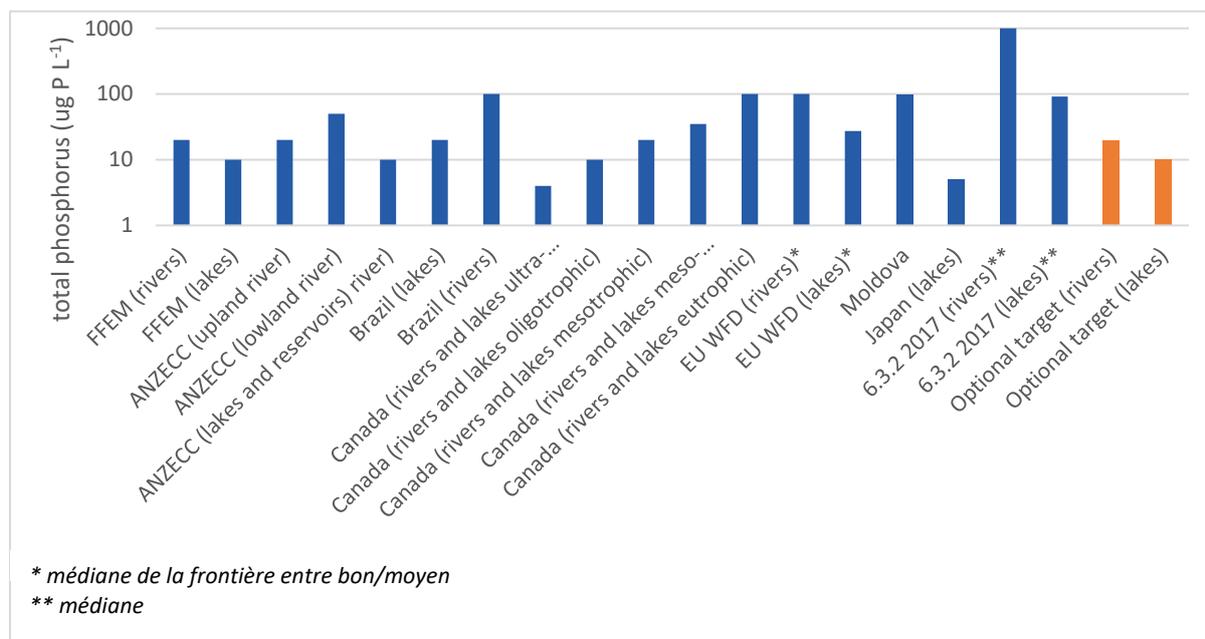


Figure 7 : Exemples d'objectifs de concentration en phosphore utilisés dans les pays et résumé de ceux qui ont été communiqués lors de la collecte de données de 2017 (Source : données provenant de sources multiples, voir l'annexe 1)

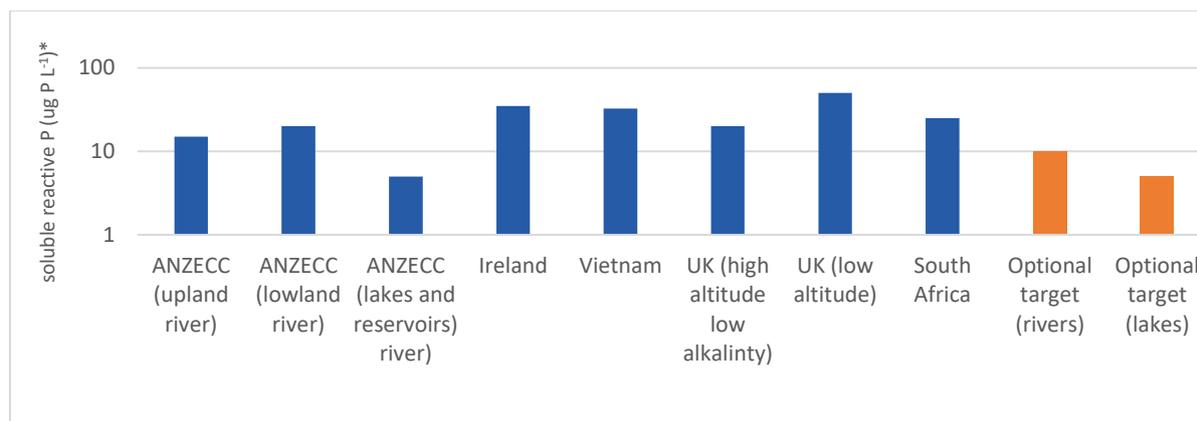


Figure 8 : Exemples d'objectifs de concentration en phosphate réactif soluble utilisés dans les pays (Source : données provenant de sources multiples, voir annexe 1)

## ÉTAT DU PH

Le groupe de paramètres **d'acidité** est le plus souvent communiqué en utilisant le paramètre pH. Le pH est l'un des paramètres de qualité de l'eau en milieu ambiant les plus largement mesurés en raison de son influence sur de nombreux processus biologiques et chimiques. C'est une mesure de l'activité des ions hydrogène dans l'eau. La mesure du pH est utile pour aider à caractériser la masse d'eau et fournit des informations sur l'acidité d'une masse d'eau au fil du temps. Les dépôts atmosphériques de composés contenant du soufre et de l'azote peuvent entraîner l'acidification des eaux de surface. Cette situation est préoccupante dans les régions où la combustion de combustibles fossiles par des sources industrielles et domestiques est élevée. Les sources ponctuelles de pollution, telles que les effluents industriels ou le drainage des eaux acides provenant des mines, peuvent également entraîner une acidification détectable des eaux douces. L'acidité peut être très préoccupante dans les masses d'eau situées dans des zones où le pouvoir tampon est faible, par exemple dans les zones où l'eau est naturellement peu dure et peu alcaline.

La majorité des eaux douces sont naturellement proches de la neutralité (pH 7), mais elles peuvent être naturellement acides en aval des tourbières ou d'autres zones humides, ou légèrement alcalines si la géologie sous-jacente est calcaire. Le pH d'une masse d'eau peut varier considérablement sur de très courtes périodes en réponse à des conditions hydrologiques changeantes. Le degré de variation du pH pour une masse d'eau particulière peut être mieux compris grâce à l'analyse d'ensembles de données à long terme qui comprennent des données recueillies dans des conditions de débit élevé et de débit faible. Cela permettra de définir ce qui est « normal » pour une masse d'eau.

La Figure 9 résume les fourchettes de valeurs cibles de pH utilisées dans diverses juridictions et conçues pour la protection des écosystèmes et de la vie aquatique. Sont également indiqués la fourchette de pH suggérée dans le FFEM (ONU Environment, 2017), un résumé des valeurs communiquées lors de la collecte de données de 2017, et la fourchette facultative de **pH 6,0 à pH 9,0** que les pays pourraient adopter pour la collecte de données de 2020.

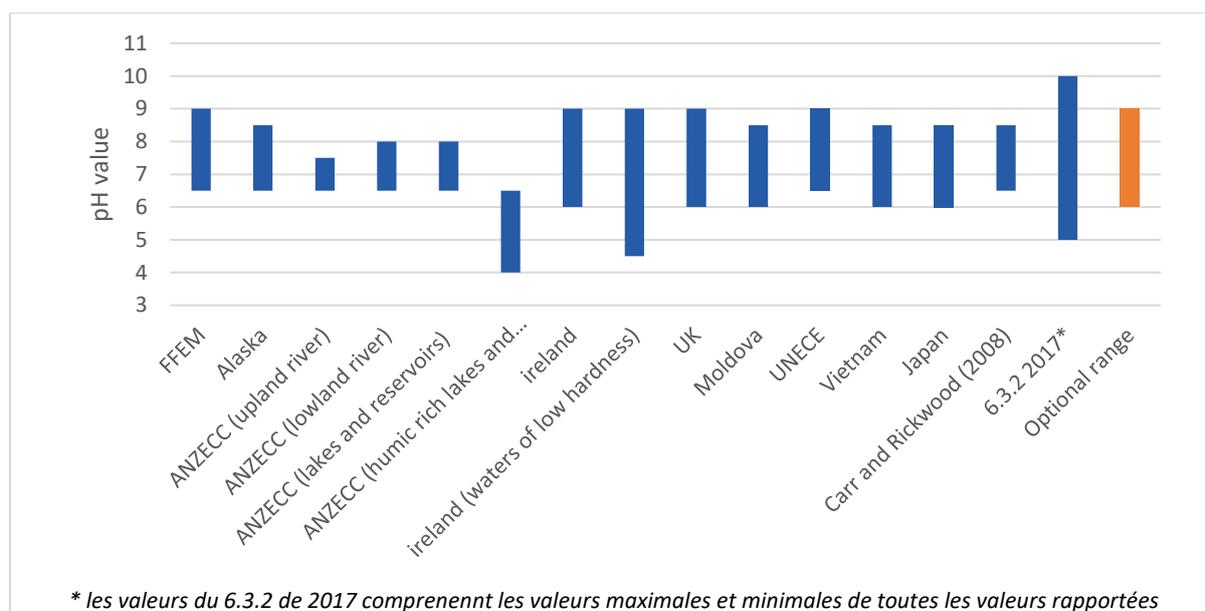


Figure 9 : Exemples d'objectifs pour le pH. Chaque colonne représente les valeurs cibles maximales et minimales pour chaque juridiction/cadre (Source : données provenant de plusieurs sources, voir annexe 1)

La fourchette de valeurs cibles de pH suggérée de **6,0 à 9,0** peut être soit trop large, soit trop stricte, pour être appliquée au niveau national et il peut être justifié de l'adapter aux conditions locales. Lorsque la qualité de l'eau peut régulièrement descendre en dessous de ce niveau (par exemple, lorsque l'on sait que les eaux sont peu dures et donc que leur pouvoir tampon est faible), des changements mesurables se produisent en réponse aux précipitations qui sont naturellement acides. En Irlande, par exemple, une limite inférieure de pH 4,5 est appliquée aux masses d'eau qui présentent naturellement des valeurs de pH faibles (Ministère de l'environnement, 2009).

La fourchette de valeurs cibles facultatives pour le pH est comprise entre **6,0 et 9,0**

## COMPARAISON DES MESURES INDIVIDUELLES, MOYENNES, MEDIANES OU PERCENTILES ?

La méthodologie de l'indicateur 6.3.2 des ODD suggère que chaque valeur mesurée est comparée à son objectif respectif. D'autres approches consistent à comparer la moyenne annuelle, le maximum, la médiane ou les percentiles élevés (90-95<sup>e</sup> percentiles) par rapport à un objectif. Il convient de garder cela à l'esprit lorsque l'on considère les valeurs cibles de l'indicateur 6.3.2 des ODD et les normes de qualité de l'eau utilisées dans les différentes juridictions. Par exemple, l'objectif de concentration de phosphore réactif soluble pour une rivière à classer en « bon état », indiqué dans la Figure 8, de  $35 \mu\text{g P L}^{-1}$ , doit être appliqué aux données moyennes collectées sur une période de 12 mois (Ministère de l'environnement, 2009). La comparaison avec les moyennes et les percentiles est utile si les données disponibles sont suffisantes, mais dans de nombreuses régions du monde, ce n'est pas le cas. En comparant chaque valeur individuelle à son objectif, la méthodologie peut encore être appliquée même avec très peu d'enregistrements de données.

L'approche valeur par valeur est conçue pour être un modèle inclusif et garantit que les pays disposant de ressources limitées affectées à la collecte de données de surveillance ne sont pas découragés d'établir les rapports. Elle identifie également les domaines dans lesquels la surveillance nationale de l'environnement doit être renforcée et sert d'outil pour déterminer où les ressources de développement des capacités seraient utiles. Les exigences minimales en matière de données sont stipulées dans la méthodologie (quatre mesures par an pour les eaux de surface et une pour les eaux souterraines sur une période de trois ans), mais les pays sont encouragés à collecter des données plus fréquemment lorsque les ressources le permettent. Les classifications de l'état des masses d'eau qui sont faites en utilisant moins que les données minimales requises se voient

attribuer un « indice de confiance » inférieur dans l'analyse des soumissions reçues par le PNUE afin de s'assurer qu'il est clair que les classifications ont été faites en utilisant peu d'enregistrements de données.

Les pays qui collectent des données plus fréquemment que le minimum requis peuvent choisir d'adopter l'une des autres méthodes de classification, mais afin de maintenir la comparabilité mondiale, ils sont encouragés à utiliser l'approche valeur par valeur. Les pays qui disposent d'un grand nombre de données peuvent avoir une compréhension approfondie.

## RESUME

Les valeurs cibles sont au cœur de la méthodologie des indicateurs des ODD, qui fournit une méthode simple de classification des masses d'eau. Une des limites de l'approche est que la classification attribuée est très sensible au choix de la valeur cible utilisée. Le score de l'indicateur rapporté pourrait être plus positif ou négatif que la réalité. Au fur et à mesure de la collecte des données, les cibles peuvent être affinées et appliquées rétrospectivement aux données historiques afin de garantir que les informations les plus récentes sont utilisées pour classer les masses d'eau et calculer le score de l'indicateur.

Les valeurs cibles facultatives proposées ici constituent un point de départ pour les pays qui cherchent à définir de nouveaux objectifs et un point de référence pour comparer les objectifs existants. Elles s'inspirent d'exemples mondiaux et de la documentation scientifique publiée, mais leur valeur dans chaque contexte national ne peut être définie que par chaque pays.

Les objectifs utilisés pour la communication des indicateurs sont enregistrés par le PNUE. Les pays sont invités à fournir ces informations en même temps que le score de l'indicateur. Cela permet au PNUE de suivre les différentes approches utilisées par les pays et d'évaluer leur comparabilité.

Les efforts visant à fixer des valeurs cibles plus spécifiques conduiront, à terme, à une classification plus solide des masses d'eau et, par la suite, à une allocation plus efficace des ressources pour améliorer la qualité de l'eau. Ils permettront de comprendre plus clairement et plus sûrement quelles sont les masses d'eau menacées.

## AUTRES RESSOURCES

- Dodds, W K and Oakes, R M. 2004. A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. *Limnol Oceanogr-Meth.*, 2: 333–341.
- Hawkins, C. P, Olson, J R and Hill, R A. 2010. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *J N Am Benthol Soc.*, 29 (1) : 312–343.
- Herlihy, A T and Sifneos, J D. 2008. Developing nutrient criteria and classification schemes for wadeable streams in the conterminous US. *J N Am Benthol Soc.*, 27 (4) : 932–948.
- Kilgour, B W and Stanfield, L W. 2006. Hindcasting reference conditions in streams. *Am Fish S.S.*, 48 : 1–18.
- Phillips G. and Pitt, A. 2016. A comparison of European freshwater nutrient boundaries used for the Water Framework Directive: a report to WG ECOSTAT. Université de Londres (2016). Disponible via <https://circabc.europa.eu/w/browse/58a2363a-c5f1-442f-89aa-5cec96ba52d7>
- Phillips, G., Kelly, M., Teixeira, H., Salas, F., Free, G., Leujak W, Pitt, J. A., Lyche Solheim A, Varbiro G, Poikane, S. 2018. Best practice for establishing nutrient concentrations to support good ecological status, EUR 29329 EN, Office des publications de l'Union Européenne, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-92906-9, doi:10.2760/84425, JRC112667.
- Smith, R A, Alexander, R B and Schwarz, G E. 2003. Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States. *Envir Sci Tech.*, 37 (14) : 2039–3047.
- Soranno, P. A., Wagner, T., Martin, S. L., McLean, C., Novitski, L. N., Provence, C. D., and Rober, A. R. 2011. Quantifying regional reference conditions for freshwater ecosystem management: A comparison of approaches and future research needs. *Lake and Reservoir Management* 27, 138-148.
- ONU Environment. 2018. A Framework for Freshwater Ecosystem Management. Volume 4 : Scientific Background. Nairobi : ONU Environment.

## REFERENCES

- ANZECC/ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council/ Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand), 2000. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality, Volume 1, The Guidelines (chapitres 1 à 7), Conseil pour l'environnement et la préservation d'Australie et de Nouvelle-Zélande. Disponible via : <https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/anzecc-armcanz-2000-guidelines-vol1.pdf>
- Ballance, R., 1996. Field Testing Methods. In Bartram, J. and Ballance, R. (Ed.) *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. Publié par E&FN Spon pour le Programme des Nations Unies pour l'Environnement et l'Organisation Mondiale de la Santé. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/resourcesquality/wqmchap11.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqmchap11.pdf)
- Brazil Resolution CONAMA 357 / 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponible via : <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>
- Carr, G.M. & C.J. Rickwood, 2008. Water Quality Index for Biodiversity. Technical Development Document. Disponible via : <http://www.unep.org/gemswater/Portals/24154/pdfs/new/2008%20Water%20Quality%20Index%20for%20Biodiversity%20TechDoc%20July%2028%202008.pdf>
- Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME], 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg, Manitoba.

- Conseil canadien des ministres de l'environnement, 2004. Phosphorus: Canadian Guidance Framework for the Management of Freshwater Systems. *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*, 1–5. Disponible via : <http://cegg-rcqe.ccme.ca/download/en/205>
- Chapman, D. and Kimstach, V., 1996. Selection of water quality variables. In Chapman, D. [Ed.] *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Deuxième édition Publiée par E&FN Spon pour l'Organisation des Nations Unies pour l'Éducation, la Science et la Culture, l'Organisation Mondiale de la Santé et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement. Disponible via : [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/resourcesquality/wqachapter3.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqachapter3.pdf)
- Ministère de la conservation de l'environnement, 2016. 18 AAC 70 Water Quality Standards, Modifié au 5 mars 2020, Disponible via : <https://dec.alaska.gov/media/1046/18-aac-70.pdf>
- Département des affaires hydriques et du secteur forestier, 1996. *South African Water Quality Guidelines Volume 7 Aquatic Ecosystems*. Pretoria, Afrique du Sud.
- Ip, Y.K., S.F. Chew and D.J. Randall. 2001. "Ammonia Toxicity, Tolerance, and Excretion". *Fish Physiology* 20: 109–48. [https://doi.org/10.1016/S1546-5098\(01\)20005-3](https://doi.org/10.1016/S1546-5098(01)20005-3).
- Ministère de la protection de l'environnement de la république Populaire de Chine. 2002. Environmental Quality Standards for Surface Water (GB3838-2002). Disponible via : [https://www.codeofchina.com/standard/GB3838-2002.html?gclid=EAlaIqobChMzlX8l5uX5wIVCbTtCh3IwAalEAAYASAAEgJW6vD\\_BwE](https://www.codeofchina.com/standard/GB3838-2002.html?gclid=EAlaIqobChMzlX8l5uX5wIVCbTtCh3IwAalEAAYASAAEgJW6vD_BwE)
- Ministère de l'environnement, 2009 *S.I. No. 272 of 2009 European Communities Environmental Objectives (Surface Waters) Regulations 2009*. Stationery Office, Dublin. Disponible via : <http://www.irishstatutebook.ie/eli/2009/si/272/made/en/pdf>
- Ministère de l'environnement du gouvernement du Japon (MoEJ), 1997. Environmental quality standards for water pollution. Ministère de l'environnement, Japon. <http://www.env.go.jp/en/water/wq/wp.pdf>
- Ministère des ressources naturelles et de l'environnement (MONRE) 2015. QCVN 08 — MT : 2015/BTNMT: National Technical Regulation on Surface Water Quality (Administration pour l'environnement du Vietnam (VEA)). Disponible via : <http://cem.gov.vn/storage/documents/5d6f3ecb26484qcvn-08-mt2015btnmt.pdf>
- Organisation de coopération et de développement économiques (OECD), 2007. Proposed System of Surface water Quality Standards for Moldova: Technical Report. Disponible via : <http://www.oecd.org/env/outreach/38120922.pdf>
- Organisation de coopération et de développement économiques (OECD), 2008. Surface water regulation in EECCA countries: Directions for reform. Disponible via : <https://www.oecd.org/env/outreach/41832129.pdf>
- Poikane, S. Kelly, M.G., Herrero, F.S., Pitt, J., Jarvie, H.P., Claussen, U., Leujak, W., Solheim, A.L., Teixeira H., and Phillips, G. 2019. Nutrient Criteria for Surface Waters under the European Water Framework Directive: Current State-of-the-Art, Challenges and Future Outlook. *Science of the Total Environment*. 695. 133888. Disponible via : <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133888>
- Srebotnjak, T., Carr, G., de Sherbinin, A. & C. Rickwood, 2012. A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. *Ecological Indicators* 17, 108-119.
- Thomas, R., Meybeck, M. and Beim, A., 1996. Lakes. In Chapman, D. [Ed.] *Water Quality Assessments – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. Deuxième édition Publiée par E&FN Spon pour l'Organisation des Nations Unies pour l'Éducation, la Science et la Culture, l'Organisation Mondiale de la Santé et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement. Disponible via : [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/resourcesquality/wqachapter7.pdf?ua=](https://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/wqachapter7.pdf?ua=)

- Groupe technique consultative du R.-U., Water Framework Directive (UKTAG WFD), 2008. UK Environmental standards and conditions (Phase 1), Rapport final, avril 2008.  
[http://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/Environmental%20standards/Environmental%20standards%20phase%201\\_Finalv2\\_010408.pdf](http://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/Environmental%20standards/Environmental%20standards%20phase%201_Finalv2_010408.pdf)
- Commission économique pour l'Europe des Nations unies (CEE-ONU), 1994. Standard Statistical Classification of Surface Freshwater Quality for the Maintenance of Aquatic Life. In: Readings in International Environmental Statistics, New York et Genève.  
[http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/ceea/archive/Framework/classification\\_in\\_environment.pdf](http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/ceea/archive/Framework/classification_in_environment.pdf)
- ONU Environment, 2017. A Framework for Freshwater Ecosystem Management. Volume 2 : Technical guide for classification and target-setting. Nairobi : ONU Environment.
- Weber-Scannell, P. K., & Duffy, L. K. 2007. Effects of total dissolved solids on aquatic organisms: A review of literature and recommendation for salmonid species. *American Journal of Environmental Sciences*, 3(1), 1–6. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2007.1.6>
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS). 2004. Guidelines for Drinking-Water Quality. Volume 1 Recommendations. 3<sup>ème</sup> édition, Organisation Mondiale de la Santé , Genève
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS). 2006. Fluorides in drinking-water. Bailey, K., Chilton, J., Dahi, E., Lennon, M. Jackson, P., Fawell , J. (Eds.), WHO drinking-water quality series, IWA Publishing, Londres, R.-U.
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 2017. *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum* 4<sup>ème</sup> édition., Genève : Organisation Mondiale de la Santé.

## ANNEXES

### ANNEXE 1 : TABLEAU DES DOCUMENTS SOURCES ET DES REFERENCES UTILISEES DANS LES FIGURES 3 A 9

Pays/Document	Figure							Référence
	3	4	5	6	7	8	9	
Alaska	•							Département de la conservation de l'environnement [2016]
Australie/Nouvelle-Zélande		•	•	•	•	•	•	ANZECC/ARMCANZ [2000]
Brésil	•	•				•		Brazil Resolution CONAMA 357 (2005)
Canada	•					•		CCME [2004]
Chine	•							MEPPRC [2002]
EU WFD			•		•			Poikane <i>et al.</i> (2019)
Irlande						•	•	Ministère de l'environnement [2009]
Japon	•		•		•		•	MoEJ [1997]
Moldavie	•		•	•	•		•	OECD [2007]
FFEM	•	•	•			•		ONU Environment [2017]
Afrique du Sud							•	DWAF [1996]
UNECE		•	•				•	CEE-ONU [1994]
Royaume-Uni		•					•	UK TAG WFD [2008]
Vietnam	•			•		•	•	MONRE [2015]
Organisation mondiale de la santé				•				OMS [2017]

### ANNEXE 2 : EXEMPLE D'UTILISATION DE DONNEES PROVENANT DE LA PERIODE OU DU LIEU DE REFERENCE

Vous trouverez ci-dessous un exemple concret montrant comment les données d'une période ou d'un lieu de référence peuvent être utilisées pour classer une station de surveillance. Les lieux de surveillance non touchés, qui sont relativement exempts de pressions sur la qualité de l'eau, comme l'agriculture, les effluents d'eaux usées ou l'exploitation minière, peuvent représenter la qualité de l'eau « de fond » ou « de référence ».

La Figure 10 ci-dessous montre un exemple de la manière dont les données collectées à partir d'une période de référence ou d'un lieu de référence peuvent être utilisées pour aider à définir les valeurs cibles. Dans cet exemple, les données de référence ont été utilisées pour calculer les valeurs de la médiane, du 10<sup>e</sup> et du 90<sup>e</sup> percentile. Les 10<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> percentiles définissent respectivement les extrémités inférieure et supérieure de l'échelle cible et représentent les « conditions de référence » pour la concentration de la conductivité électrique [CE]. Toute mesure qui s'écarterait en dehors de cette fourchette ne permettrait pas d'atteindre cet objectif. Dans cet exemple, le 10<sup>e</sup> percentile est de 410  $\mu\text{S cm}^{-1}$  et le 90<sup>e</sup> est de 542,5  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Ces valeurs, comme indiqué dans la Figure 10, sont tracées sous forme de lignes horizontales pour les périodes de référence et de classification.

La période de référence peut être soit une période pendant laquelle la masse d'eau en question est connue comme étant libre de toute influence humaine, soit une masse d'eau différente comparable en termes de géologie, de localisation et de climat, et qui est également connue comme étant libre de toute influence humaine significative.

La méthodologie de l'indicateur recommande que 80 % ou plus des valeurs mesurées doivent atteindre l'objectif pour qu'une masse d'eau soit classée comme « bonne ». Si les valeurs de la CE dans cet exemple sont inchangées

dans le temps et qu'il n'y a pas de dérive des valeurs mesurées, la masse d'eau sera systématiquement classée comme « bonne », car 80 % des données statistiques se situent dans les 10<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> percentiles.

Un minimum d'un an de données est nécessaire pour générer des valeurs cibles en utilisant des échantillons d'eau collectés au cours de différentes saisons et régimes hydrologiques. Un **minimum de vingt points de données** est recommandé, mais un objectif plus robuste statistiquement serait généré en utilisant un plus grand nombre de valeurs de données. Dans cet exemple, des mesures mensuelles sur une période de quatre ans ont été utilisées [48 mesures].

Dans cet exemple, les données de classification représentent un suivi sur 12 ans, ce qui équivaut à quatre cycles triennaux discrets de déclaration des indicateurs ODD 6. Sur cette période de 12 ans, les données montrent une augmentation progressive des concentrations dans la CE, qui diminuent ensuite à nouveau. L'application de la méthode de classification des indicateurs à ces seules données de la CE aboutirait à une « bonne classification pour la première période de trois ans, suivie de deux périodes de classification "mauvaise" et d'une classification finale "bonne" [Figure 10]. Ce retour à une "bonne" classification peut être dû à l'action de la direction pour inverser la tendance à la hausse. Dans une situation réelle, il existe bien sûr de nombreux facteurs qui contribuent à une telle tendance, mais cet exemple simple montre comment les données de référence peuvent être utilisées pour définir des objectifs pertinents et spécifiques.

Quelques exemples détaillés de la dérivation des objectifs et de lignes directrices nationales ont été publiés [par exemple ANZECC et ARMCANZ, 2000] et ont été rassemblés dans la plateforme de soutien de l'indicateur 6.3.2.

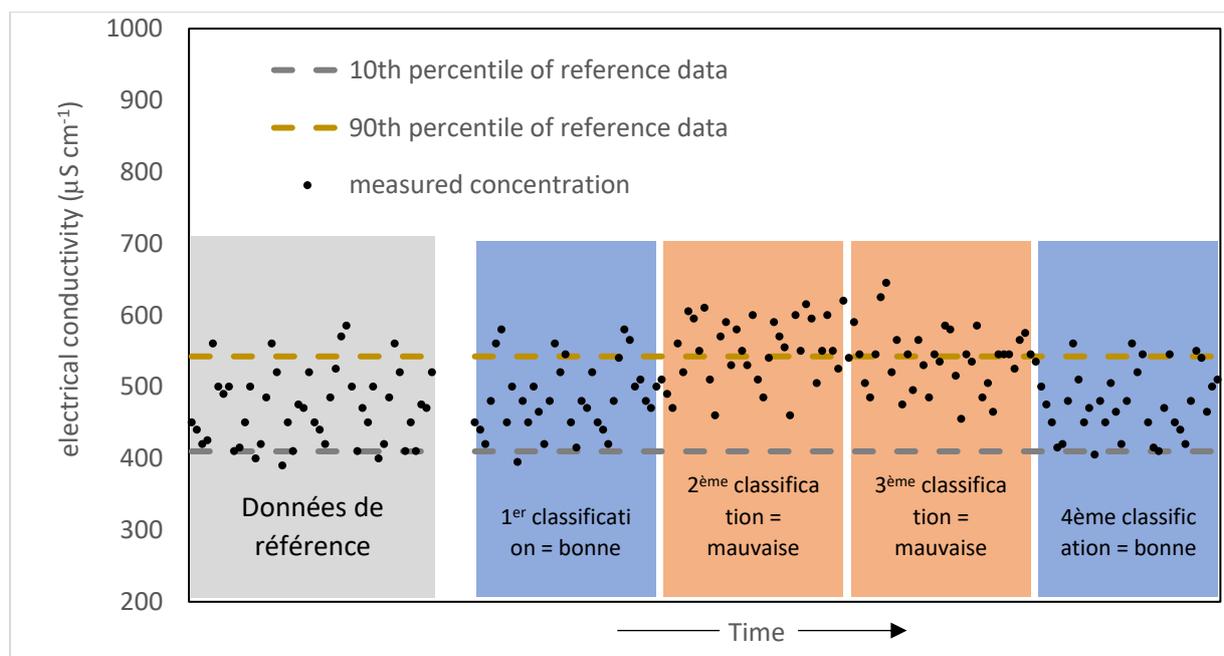


Figure 10 : Exemple de la manière dont les données d'une période ou d'un lieu de référence peuvent être utilisées pour définir des fourchettes de valeurs cibles maximales et minimales pour la classification de la qualité de l'eau